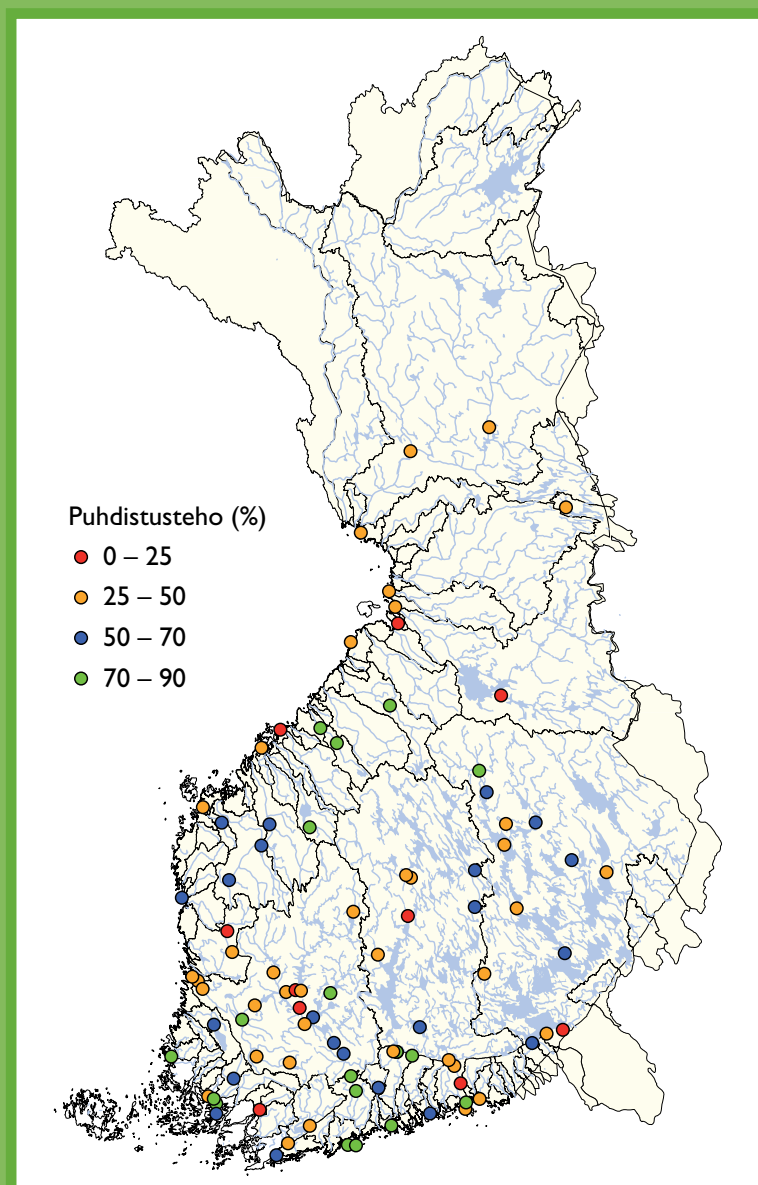


Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila

YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Olli-Pekka Pietiläinen (toim.)

Riina Antikainen, Maria Holmberg, Jussi Kauppila, Pirkko Kauppila, Tellervo Ketola, Päivi Korpinen, Ahti Lepistö, Liisa Lepistö, Olli-Pekka Pietiläinen, Heikki Pitkänen, Pirjo Rantanen, Seppo Rekolainen, Antti Räike, Erkki Santala, Jukka Similä, Timo Tamminen, Jussi Vuorenmaa



Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila

Olli-Pekka Pietiläinen (toim.)

**Riina Antikainen, Maria Holmberg, Jussi Kauppila, Pirkko Kauppila,
Tellervo Ketola, Päivi Korpinen, Ahti Lepistö, Liisa Lepistö,
Olli-Pekka Pietiläinen, Heikki Pitkänen, Pirjo Rantanen,
Seppo Rekolainen, Antti Räike, Erkki Santala, Jukka Similä,
Timo Tamminen, Jussi Vuorenmaa**

Helsinki 2008

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS



JULKAISUSARJA 46 | 2008
Suomen ympäristökeskus
Tutkimusosasto

Taitto: Marja Vierimaa
Kansikuva: Antti Räike

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Edita Prima Oy, Helsinki 2009

ISBN 978-952-II-3280-3 (nid.)
ISBN 978-952-II-3281-0 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkoj.)

SISÄLLYS

1 Raportin tausta ja päätavoitteet	5
2 Pintavesien rehevöityminen – vesiensuojelun perusongelma	7
3 Typen biogeokemiallinen kierto ja typpijakeet	9
4 Ekosysteemien typpivirrat ja sisävesien typpitase	11
4.1 Ekosysteemien typpivirrat	11
4.2 Sisävesien typpitase	12
5 Typpi pintavesien minimiravinteena	13
5.1 Minimiravinteen määrittäminen	13
5.2 Sisävesien minimiravinne	13
5.3 Rannikkovesien ja avomeren minimiravinne	16
6 Pintavesien typpipitoisuudet ja -trendit	19
6.1 Sisävedet	19
6.1.1 Alueellinen vaihtelu	19
6.1.2 Ajallinen vaihtelu	21
6.2 Merialueet	22
6.2.1 Alueellinen vaihtelu	22
6.2.2 Ajallinen vaihtelu	23
6.2.3 Johtopäätökset	23
7 Typpikuormitus	26
7.1 Kokonaiskuormitus	26
7.2 Pistemäinen kuormitus	28
7.2.1 Yhdyskunnat	28
7.2.2 Muu pistekuormitus	30
7.3 Hajakuormitus	30
7.3.1 Yleistä	30
7.3.2 Maatalous	30
7.3.3 Muu hajakuormitus	31
7.4 Laskeuma	33
7.4.1 Typen ilmapäästöt	33
7.4.2 Laskeuman trendit ja kuormitus 2005	33
7.4.3 Typen mallinnettu laskeuma	34
8 Typpikuormituksen kulkeutuminen ja pidättäminen	35
8.1 Määritelmät	35
8.2 Typen pidättäminen Suomen vesistöalueilla	35
8.3 Typpikuormituksen pidättäminen erityyppisiin järviin	36
8.4 Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden typpikuormituksen pidättäminen	37

8.5 Yhdyskuntajätevesikuormituksen siirtyminen Itämeren pääaltaaseen.....	38
8.5.1 Merialueiden tyypitase	38
8.5.2 Perämerestä, Selkämerestä ja Suomenlahdesta Itämeren pääaltaaseen siirtyvä yhdyskuntajätevesien tyyppi.....	39
8.5.3 Vuoden 2005 puhdistustaso vs. 70 % puhdistustaso	39
9 Mallinnusarviot yhdyskuntajätevesien puhdistusasteen muutosten vaikutuksista Suomea ympäröivän Itämeren rehevyytilaan.....	41
9.1 Taustaa	41
9.2 Mallin kuvaus.....	41
9.3. Kuormituskenaariot.....	42
9.3.1 Skenaario 1	42
9.3.2 Skenaario 2.....	42
9.4 Mallinnustulokset.....	43
9.5 Johtopäätökset.....	46
10 Kuormituksen vähentämistavoitteet vuoteen 2015.....	48
10.1 Yleistä kuormituksen vähentämisestä	48
10.1.1 Kuormituksen vähentämisen vaihtoehdot:	48
10.1.2 Yhteenveto kuormituksen vähenemisestä eri vaihtoehdoilla.....	48
10.2 Yhdyskuntien typpikuormituksen vähentämisvaihtoehdot.....	49
10.3 Tehostetun typenpoiston vaikutus yhdyskuntien typpikuormitukseen	51
11 Typenpoisto ja typenpoistotekniikat – nykytilanne vs. tulevaisuuden mahdollisuudet.....	53
11.1 Typenpoistotekniikat	53
11.2 Kustannukset.....	54
Typenpoiston toteuttamisen vaihtoehdot direktiivin kannalta.....	54
12 Yhteenveto ja johtopäätökset – onko yhdyskuntien typpikuormituksen vähentäminen perusteltua Suomen sisävesien ja Itämeren tilan kannalta?.....	57
Kirjallisuus	59
Liite 1.	62
Liite 2.....	64
Liite 3.....	65
Liite 4.....	67
Kuvailulehdet.....	69

1 Raportin tausta ja päätavoitteet

EU:n komissio lähetti Suomelle 1.7.2002 virallisen ilmoituksen¹ yhdyskuntajätevesidirektiivin² puutteellisesta toimeenpanosta. Komissio katsoi, että Itämeri ja sen valuma-alueen vedet ovat haavoittumiselle alttiita (rehevöityviä) ja siten ns. tehostettu typenpoisto on tarpeen kaikilla Itämeren valuma-alueen yli 10 000 avl:n (asukasvastineluku) puhdistamoilla. Ravinteiden tehostettu poisto tuli toteuttaa 31.12.1998 mennessä.

Suomi katsoi 27.8.2002 vastauksessaan komissiolle³, että Suomen jätevedenpuhdistamoiden toiminta täyttää direktiivin vaatimukset, jotka edellyttävät poistettavaksi yhdyskuntajätevesistä joko fosforia tai typpeä tai kumpaakin riippuen paikallisista olosuhteista. Suomen yli 10 000 avl:n puhdistamoissa pääpaino on ollut fosforinpoistossa. Typenpoiston tarve on selvitetty ja tarvittaessa määrätty tapauskohtaisissa ympäristöluvista. Suomen vastauksen mukaan ”typpi poistetaan aina kun se katsotaan tarpeelliseksi kulloinkin kyseessä olevan vesistön tila huomioon ottaen, kuten direktiivissä vaaditaan”.

Vuonna 2004 komissio lähestyi uudestaan Suomea ja antoi perustellun lausunnon⁴ direktiivin puutteellisesta toimeenpanosta. Suomi ei komission mukaan vielä ole ollut toteuttanut tehostettua typenpoistoa (minimivaatimus 70 % typenpois-

toteho). Suomi kiisti komission väitteet ja totesi vastauksessaan⁵ jälleen, että Suomessa toteutetaan yhdyskuntajätevesidirektiiviä eli poistetaan joko fosforia tai typpeä tai kumpaakin paikallisista olosuhteista riippuen. Suomi korosti, että määräajoin tarkistettavissa ympäristöluvista typenpoisto arvioidaan tapauskohtaisesti, mikä on perustellumpaa kuin normiohjaukseen perustuva ”typenpoisto on tarpeellista kaikkialla” -sapluunaratkaisu. Laajan vastauksen johtopäätöksenä Suomi katsoi, ettei se ole rikkonut direktiivin 5 artiklan 2, 3 ja 5 kohtia. Suomen mukaan direktiivistä ei seuraa, että Suomi olisi velvollinen suorittamaan typen jälkikäsittelyn kaikissa yli 10 000 avl:n taajamien jätevedenpuhdistamoissa.

Komission valvontamenettelyn kolmas vaihe alkoi, kun Suomi sai komissiolta 12.12.2006 ilmoituksen⁶, että se tulee haastamaan Suomen EY-tuomioistuimeen yhdyskuntien jätevesien puutteellisesta käsittelystä. Komission mukaan Suomi ei ole varmistanut, että typpi poistetaan järjestelmällisesti sisämaakaupunkien jätevesistä. Suomi ja EU ovat tulkinneet direktiiviä eri tavoin. Myös Ruotsi sai samalla ilmoituksen, että se tullaan haastamaan oikeuteen direktiivin toimeenpanon puutteista. Suomi vastaanotti komission haasteen 25.7.2007⁷.

¹ SG(2002)D/220437

² Yhdyskuntajätevesien käsittelystä 21 päivänä toukokuuta 1991 annettu neuvoston direktiivi 91/271/ETY, EYVL L 135, 31.5.1991. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0271:FI:HTML>

³ EUE 0368-79; SG(2002)A18690 21912002

⁴ Euroopan yhteisöjen komissio, perusteltu lausunto Suomen tasavallalle Euroopan yhteisön perustamissopimuksen 226 artiklan nojalla yhdyskuntajätevesien käsittelystä annetun direktiivin 91/271/ETY 5 artiklan 2, 3 ja 5 kohdan soveltamisesta. Bryssel, 30/03/2004.

⁵ Vastaus komission perusteltuun lausuntoon asiassa 2002/2129 (komission kirje 1.4.2004 SG(2004)D/201411).

<http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/06/1769&format=HTML&aged=0&language=FI&guiLanguage=en>

⁶ <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060888>

http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/index_en.html

http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fi/com/2004/com2004_0248fi01.pdf

⁷ Yhteisöjen tuomioistuimen asia C-335/07, komissio vastaa Suomi (yhdyskuntajätevedet)

Suomella on kaksi vaihtoehtoa lähestyä valvontamenettelyn kolmatta vaihetta. Suomi voi joko 1) yksinkertaisesti hyväksyä komission kannan tai 2) kiistää sen ja puolustaa näkemystään ensin kirjallisesti ja myöhemmin suullisesti EY-oikeudessa. Suomi päätyi syksyllä 2007 jälkimmäiseen vaihtoehtoon.

Yhdyskuntajätevesidirektiivi on pantu Suomessa toimeen ympäristönsuojelulailla (86/2000) ja ympäristönsuojeluasetuksella (169/2000) sekä 1.11.2006 voimaan tulleella valtioneuvoston asetuksella yhdyskuntajätevesistä⁸ (888/2006). Yhdyskuntajätevesiasetuksessa on tarkennettu lainsäädäntöä yhdyskuntajätevesidirektiivin toimeenpanemiseksi. Termi "haavoittumiselle altis alue" on poistettu ja direktiivin "sensitiivinen alue" kattaa koko Suomen. Uusissa ympäristölupahakemuksissa on aina oltava selvitys typenpoistontarpeesta ja ympäristöluvassa on aina arvioitava ja ratkaistava (puhdistamokohtainen) typenpoistontarve. Myös avl:n laskentaperiaatteet uudistettiin. Yhdyskuntajätevesiasetuksessa myös todetaan, että typpeä on poistettava silloin, kun typpikuormituksen vähentämisellä voidaan parantaa vesien tilaa ja että typenpoisto on toteutettava seitsemän vuoden kuluessa lupapäätöksen lainvoimaiseksi tulosta.

Suomessa on 89 yli 10 000 avl:n yhdyskuntajätevesipuhdistamo. Vuonna 2005 typpeä poistettiin tehostetusti 18 puhdistamossa ja 15 puhdistamolle on asetettu määräaika tehostetun typenpoiston toteuttamiseksi v. 2005–2009 aikana. Kolmasosa 89 puhdistamosta on meren rannalla, loput sisämaassa.

Tämän raportin tarkoitus on kuvata typen yleistä merkitystä pintavesien rehevöitymisessä ja erityisesti selvittää:

- missä ja milloin typpi on pintavesien rehevöitymistä rajoittava/säätävä minimiravinne?
- mitkä ovat Suomen yli 10 000 avl:n yhdyskuntajätevesipuhdistamot, missä ne sijaitsevat ja mikä on niiden absoluuttinen ja suhteellinen typenpoistoteho?
- mistä ihmisperäinen (antropogeeninen) typpikuormitus koostuu?
- mikä on yhdyskuntien osuus ihmisperäisestä typpikuormituksesta?
- miten tehokkaasti typpi pidättyy sisävesiin?
- mitkä ovat yhdyskuntien tehostetun typenpoiston kustannukset?

Tämän raportin sisältö painottuu Itämereen, koska komission ja Suomen välinen direktiivin tulkintaepäselvyys liittyy nimenomaan typpikuormituksen kulkeutumiseen ja vaikutuksiin Itämeressä.

Raportin 1. luvun viitteet (direktiivin implementointiin liittyvät asiakirjat) on merkitty alaviitteiksi sivujen alareunaan. Muut viitteet (kansalliset typpijulkaisut ja muu tutkimustieto) löytyvät raportin kirjallisuusosiosta. Perustietoja yhdyskuntajätevesidirektiivistä ja sen vaatimuksista, komission kolme kertomusta direktiivin toimeenpanosta jäsenmaissa sekä teknisiä tietoja ohjeistoja löytyy komission nettisivuilta⁹. Uusin, kolmas kertomus direktiivin toimeenpanosta (suomen kielellä) valaisee parhaiten jäsenmaiden implementointitilanteiden erot¹⁰.

⁸ <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060888>

⁹ http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/index_en.html

¹⁰ http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fi/com/2004/com2004_0248fi01.pdf

2 Pintavesien rehevöityminen – vesiensuojelun perusongelma

Suomen sisä- ja rannikkovesien rehevöityminen on lisääntynyt merkittävästi 1950-luvulta lähtien antropogeenisen eli ihmisperäisen ravinnekuormituksen takia. Rehevöityminen näkyy mm. vesien samentumisena ja näkösyvyyden pienenemisenä, verkkojen limoittumisena, aiempaa runsaampina sinileväkukintoina ja särkikalakantojen voimistumisena. Tuoreimman yleiskuvan pintavesien tilan kehittymisestä ja rehevöitymisestä valtakunnallisella tasolla antaa julkaisu Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005 – toteutumisen arviointi vuoteen 2003 asti (Leivonen 2005).

Merkittävimmät vesiä rehevöittävät ravinteet ovat fosfori ja typpi. Suomen järvet ovat keskimäärin niin vähäravinteisia ja karuja, että ravinteet rajoittavat perustuotannon määrää lähes koko kasvukauden ajan. Ravinnekuormituksen suuruuden muutokset näkyvät siten suoraviivaisesti järvien perustuotannon määrässä ja rehevyysasteessa. Joet ja rannikkovedet ovat pääosin järviä ravinteikkaampia ja rehevempiä.

Tehokkaimmin järvien, jokien ja rannikkovesien rehevöitymistä voidaan estää leikkaamalla samanaikaisesti sekä fosforin että typen kuormitusta. Useimmiten vähennystoimet on suunnattu vain rehevyyttä ensisijaisesti säätelevään ravinteeseen, ns. minimiravinteeseen. Suomessa on perinteisesti keskitytty fosforinpoistoon, erityisesti pistemäisten kuormittajien osalta. Rannikon suurimmissa asutuskeskuksissa on nyttemmin myös tehostettu typenpoistoa. Viime vuosien aikana maatalouden hajakuormituksen ravinnepestöjä on pyritty vähentämään mm. EU:n vapaaehtoisen ympäristötukijärjestelmän (perustuki, erityistuki) ehtojen ohjaamana ja nitraattidirektiivin (91/676/ETY) vaatimusten mukaisesti. Vesipolitiikan puitedirektiivi (2000/60/EY) on uusin rehevöitymisen torjunnan laaja-alainen työkalu.

Fosfori on makeissa vesissä typeä useammin levien kasvua rajoittava minimiravinne (Wetzel 1983), mutta myös typen on todettu säätelevän tuotantoa etenkin (hyvin) rehevissä vesissä (esim.

Dodds ja Randel 1992, Carrick ym. 1993). Typpi voi säädellä leväkasvua myös (hyvin) karuissa järvisä (Bergström ym. 2005). Mikäli (hyvin) karuihin järviin kohdistuva typpilaskeuma kasvaa, järven rehevyystaso nousee vähitellen ja niistä tulee fosforirajoitteisia. Tällaisten järvien ravinnekuormitukseen ei useimmiten tarvitse puuttua, koska rehevyys- tai rehevöitymisongelmia ei ravinteiden niukkuuden takia ole lainkaan. Yleistettynä voidaan todeta, että typpi voi rajoittaa järvien perustuotantoa erityisesti rehevyysasteen ääripäissä ja fosfori on ensisijainen leväkasvua rajoittava ravinne laajalla vyöhykkeellä näiden välissä.

Tiedot typen ja fosforin merkityksestä Suomen sisävesien perustuotannon säätelijöinä ovat yhä puutteellisia, vaikka vesistökohtaisia selvityksiä on julkaistu paljon (mm. Kauppi ym. 1986, Jalosuo 1992, Karjalainen ym. 1996, Sojakka 1996, Pietiläinen ja Pirinen 1997, Pietiläinen 1997, Pietiläinen 1998, Pietiläinen ja Niinioja 1998, Priha ja Langi 1998). Näiden tutkimusten kohdevesistöt ovat osoittautuneet lähinnä fosforirajoitteisiksi. Laajemman arvion Suomen sisävesien minimiravinnetilanteesta ovat esittäneet Pietiläinen ja Kauppi (1993). Myös Pietiläinen ja Räsänen (1999) ovat julkaisseet laajaan aineistoon perustuvan raportin sisävesien ravinnerajoitteisuudesta. Raporttien mukaan Suomen järvet ovat lähinnä fosforirajoitteisia (64 % P-rajoitteisia, 13 % NP-rajoitteisia, 23 % N-rajoitteisia) ja useimmat rannikkoalueen joet typpirajoitteisia tai fosforin ja typen yhdessä rajoittamia. Järvi-Suomen suuret joet ovat fosforirajoitteisia.

Typpi on monissa ravinnelisyyskokeissa osoittautunut Suomenlahden, Saaristomeren ja Selkämeren rannikkovesien ensisijaiseksi minimiravinteeksi (Kivi ym. 1993, Tamminen ja Andersen 2007). Myös varsinaisen Itämeren alueella levien kasvua rajoittaa typpi (Wallentinus 1979, Granéli ym. 1990). Perämeri on sen sijaan todettu fosforirajoitteiseksi (Tamminen ja Andersen 2007).

Ravinnekuormituksen vaikutuksia arvioitaessa ja vähennystoimia suunniteltaessa tulisi aina tietää, miten typpi ja fosfori kulkeutuvat ja pidättyvät (sedimentaatio, denitrifikaatio, poistuma kalasaliin mukana jne.) sisävesillä. Vaikka typpi ei aiheuttaisikaan rehevöitymistä vesistöalueen yläosissa, se voi olla minimiravinne vesistöalueen alaosissa tai merialueella. Monet eteläisen Suomen pienet rannikkojoet eivät pidätä typpeä ja fosforia koko vuoden mittakaavassa tarkasteltuna juuri lainkaan (Rekolainen ym. 1995). Typpeä ei myöskään pidäty vähäjärvisillä vesistöalueilla Lounais-Suomessa ja Pohjanmaalla. Näillä alueilla maatalouden kuormitus on suurimmillaan (Lepistö ym. 2006). Järvet pidättävät molempia ravinteita, joskin hyvin vaihtelevissa määrin (Ekholm ym. 1997). Prosentuaalisesti ne kuitenkin pidättävät lähes aina enemmän fosforia kuin typpeä. Typen kulkeutumista ja pidättymistä tarkastellaan tarkemmin tämän raportin luvussa 8.

Oleellinen osa typenpoiston tarpeellisuuden keskustelussa on ollut sinilevät (cyanobakteerit). Niiden runsastuminen on lisääntyneen ravinnekuormituksen ja rehevöitymisen ehkä haitallisin lieveilmiö. Osa sinilevistä muodostaa myrkyllisiä kantoja, mikä on selkeä uhka vesien virkistyskäytölle ja etenkin eräiden vesilaitosten raakaveden otolle. On esitetty, että alhainen typen ja fosforin suhde (NP-suhde) suosii sinileviä muun kasviplanktonin kustannuksella (mm. Levine ja Schindler 1999). Toiset tutkimukset sen sijaan korostavat ravinteiden saatavuuden suhteiden merkitystä NP-suhteen sijaan (mm. Tillman ym. 1982). Suomessa sinilevien massaesiintymät keskittyvät pieniin, suhteellisen mataliin ja usein jo luonnostaan reheviin järviin, joiden valuma-alueen maaperä on runsasravinteista ja niin ollen maanviljelykselle ja muulle ihmistoiminnalle suotuisa (Rissanen & Lepistö 2002). Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden alapuolisilla vesialueilla sinilevät eivät nykytietämyksen mukaan ole erityinen ongelma. Aiemmin monet yhdyskuntien jätevedenpuhdistamot laskevat jätevetensä pieniin järviin, jotka kärsivät yhä pohjasedimentin suurista fosforipitoisuuksista ja siten usein myös typpirajoitteisuudesta toistuvine sinileväkukintoineen. Nykyisin useimmat jätevedenpuhdistamot laskevat puhdistetut jätevetensä (melko) suuriin järviin, joissa sinileväongelmia ei

ole tai ne ovat selvästi aiempaa vähäisempiä. Nykytietämyksen valossa voidaan olettaa, että yhdyskuntien typenpoiston tehostaminen ei vaikuttaisi – ainakaan merkittävästi – nykyisten purkuvesistöjen sinilevätilanteeseen.

Typenpoiston tarpeellisuudesta on keskusteltu Suomessa jo vuosisadan neljännes. Parhaan kuvan kansallisesta typpikeskustelusta saa perehtymällä seuraaviin kansallisiin raportteihin:

- Sipponen, M. (toim.) 1981. Tarvitaanko typen poistoa jätevesistä? Vesi- ja Kalatalousmiehet ry, Helsinki. Vesi- ja Kalatalousmiehet ry:n täydennyskoulutuspäivät Vääksyssä 26.–27.11.1980. 182 s.
- Puustinen, J. 1990. Typen merkitys rannikovesien rehevöitymisessä. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 58. 86 s.
- Korhonen, M. (toim.) 1992. Typen merkityksestä rehevöitymiskehityksessä eri vesistöalueilla. Vesiyhdistys r.y., Helsinki. Vesipäivä 1991. 57 s.
- Mäkelä, M. (pj.), Emilie Encell-Sarkola, Heinonen, P., Knuuttila, S., Latostenmaa, H., Munsterhjelm, K. & Salonen, S. (siht.) 1995. Vesi- ja ympäristöhallinnon typpistrategia vesiensuojelussa; työryhmän ehdotus. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 505. 69 s.
- Tamminen, T. & Kivi, K. (toim.) 1996. Typpikuormitus, ravinnekierron ja rannikovesien rehevöityminen. Työryhmä PELAG III. Tutkimussopimus 1992–1995: loppuraportti. Helsinki. 76 s.
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 313. 64 s.
- Vesitalous 6/2004: 5–32. Pääkirjoitus ja viisi artikkelia tyyppistä ja typenpoistosta. Itämeren ja sen valuma-alueen tutkimukseen ja suojeluun paneutunut BIREME-projekti tuotti paljon typpeen liittyvää aineistoa. Lisätietoja löytyy Suomen Akatemian sivuilta (www.aka.fi).

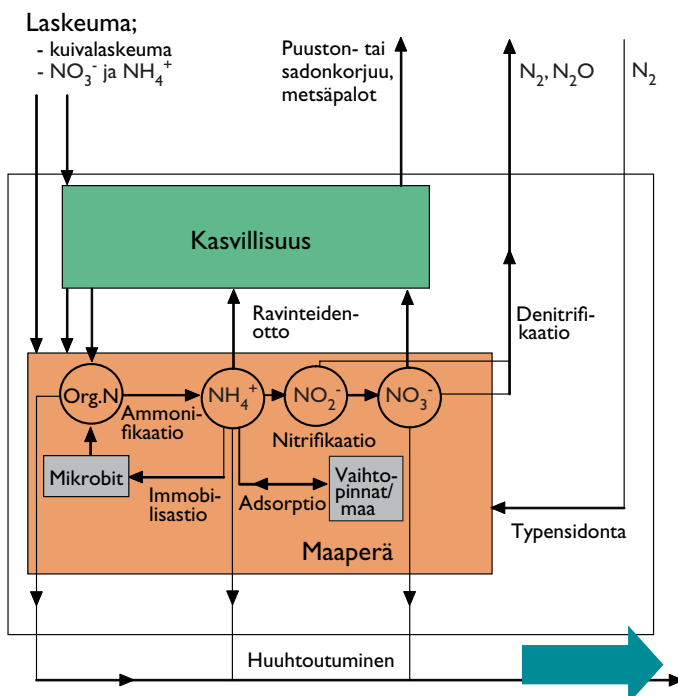
3 Typen biogeokemiallinen kierto ja typpijakeet

Typen kierron pääperiaatteet ovat samat sekä maalla vesiekosysteemeissä (kuva 1). Typpi (N) on toinen vesiekosysteemin pääravinteista ja sen lähteet ovat ilmakehässä. Typpi joutuu maa- ja vesiekosysteemiin joko luontaisesti typpeä sitovien mikrobin kautta (biologinen typensidonta) ja sähkönpurkausten avulla (salamat) tai keinotekoisesti teollisessa typensidonnassa lannoiteteollisuudessa sekä liikenteen, teollisuuden ja energiantuotannon päästöistä. Typensidontaan ($\text{N}_2 + 8\text{H}^+ + 8\text{e}^- + 16\text{ATP} \rightarrow 2\text{NH}_3 + \text{H}_2 + 16\text{ADP} + 16\text{P}_i$) kykenevät ainoastaan tietyt bakteerit nitrogeenaasientsyymien avulla. Typensidonta vaatii runsaasti energiaa se-

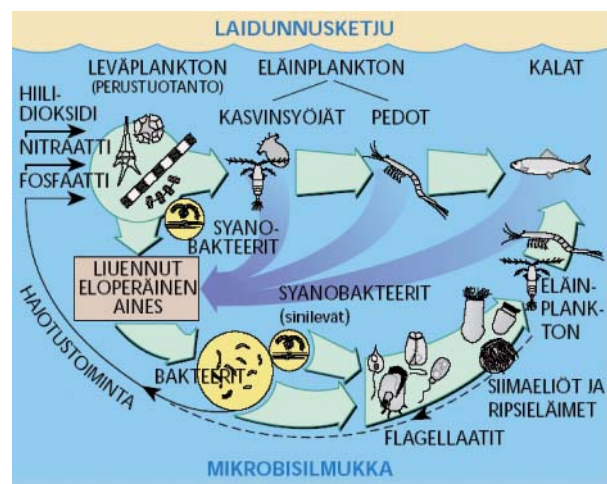
kä luonnossa että teollisuudessa. Luonnossa typensitojat saavat sidontaan tarvittavan energiansa symbioosikasvinsa yhteyttämistuotteista (sokerit). Vastapalveluna typensitojat tarjoavat ylijäämätypen symbioosikasvinsa käyttöön.

Maaperässä on merkittävä typpivarasto (valtaosin orgaanista typpeä), josta typpeä huuhtoutuu eri muodoissa vesistöihin. Vesissä typpi esiintyy molekulaarisena typpenä (N_2), ammoniumina (NH_4^+), nitriittinä (NO_2^-), nitraattina (NO_3^-), liuenneina orgaanisina typpiyhdisteinä (DON) ja orgaanisina hiukkasmaisina typpiyhdisteinä (PON). Suomen pohjoisissa oloissa orgaanisen humustypen merkitys on suuri. Osa vesiekosysteemin tyypestä palautuu takaisin ilmakehään denitrifikaatioissa. Laajamittainen typpilannoitus, energiantuotanto ja teolliset prosessit ovat moninkertaistaneet typen määrän kierrossa teollisena aikana (esim. Galloway ym. 2004).

Typpiyhdisteiden määrä voidaan ilmoittaa joko mooleissa tai painona. Erityisesti sisävesitutkimuksissa määrä ilmoitetaan painona tilavuusyksikköä kohden ($\mu\text{g/L}$ tai mg/L) ja vertailukelpoisuuden vuoksi typeksi muutettuna. Esimerkiksi nitraatin



Kuva 1. Pelkistetty typen kiertokulku maaekosysteemeissä (Pitcairnin 1994 mukaan) sekä vesiekosysteemin rakenne (Furman ym., SYKE, Itämeri kalvosarja). Vesiekosysteemisä useimmat typen muutuntaprosessit (ammonifikaatio, nitrifikaatio, denitrifikaatio) ovat periaatteessa vastaavia kuin maaekosysteemeissä.



(NO₃) määrä ilmoitetaan usein nitraattityyppinä (NO₃-N), jolloin vain typen määrä huomioidaan ja hapen osuus painosta jätetään ilmoittamatta. Usein eri typpiyhdisteiden määrä summataan yhteen kokonaistypeksi (TN). Typen eri muodot ja niiden määritelmät sekä muut oleelliset typpikysymykseen liittyvät termit on esitetty tarkemmin liitteessä 3.

Typen merkittävyyttä ja vesistövaikutuksia arvioitaessa tulisi aina huomioida myös toinen perustuotantoon oleellisesti vaikuttavaa kasvinravinne, fosfori. Se on lähtöisin maaperästä ja sitoutuu tehokkaasti epäorgaaniseen kiintoainekseen (erityisesti

raudan ja alumiinin oksidien välityksellä). Typpi sen sijaan sitoutuu hyvin heikosti epäorgaaniseen kiintoainekseen. Pintavesiin siirtynyt fosfori päätyy lopulta järvien ja merien pohjasedimentteihin. Rehevöityneissä vesissä fosfori voi merkittävässä määrin palata takaisin veteen perustuotantoa lisäämään. Typen ”sisäisen kuormituksen” merkitys pohjasedimenteistä on perinteisesti katsottu selvästi vähäisemmäksi kuin fosforin. Nyttemmin myös raudan merkitystä karujen, kirkkaiden järvien potentiaalisena minimiravinteena on korostettu (Vrede ja Tarnvik 2006).

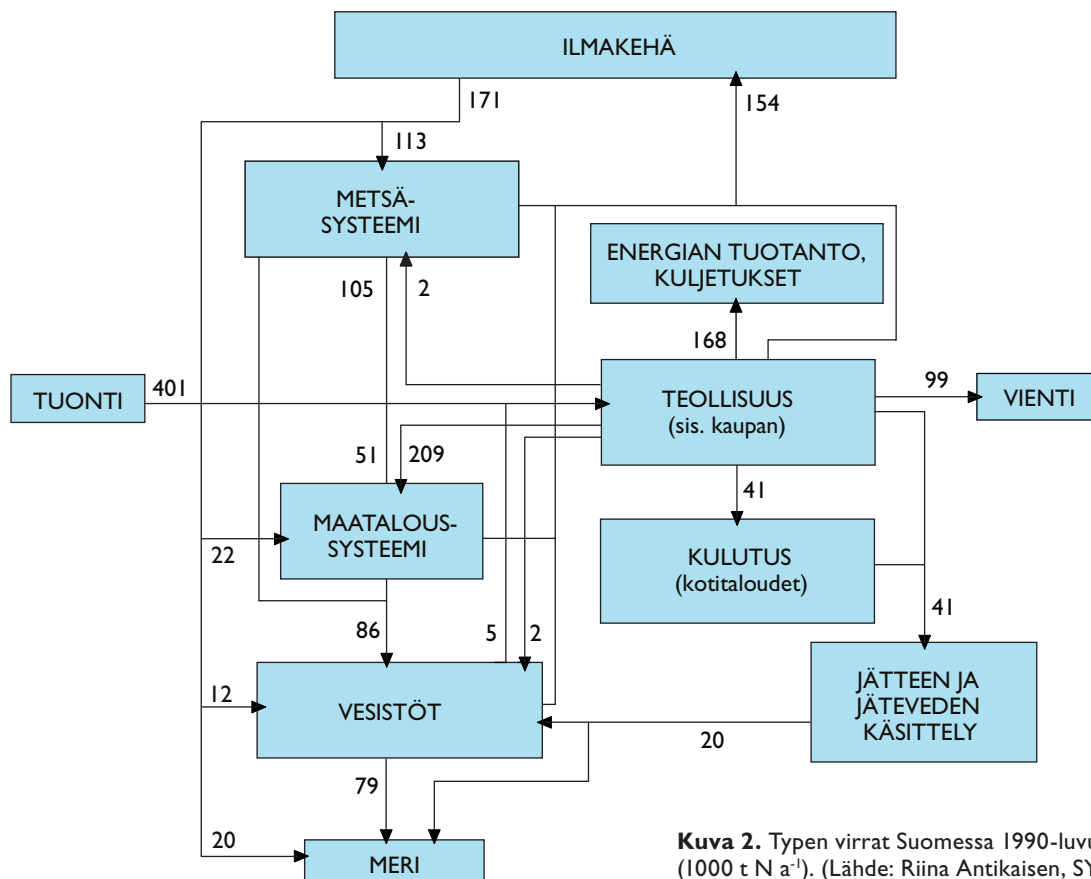
4 Ekosysteemien typpivirrat ja sisävesien typpitase

4.1

Ekosysteemien typpivirrat

Maailmanlaajuisesti biologisesti käyttökelpoisen typen virrat maaekosysteemeihin ovat arviolta kaksinkertaistuneet vuodesta 1960 lähtien ja samanaikaisesti fosforin virrat ovat kolminkertaistuneet (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Suomessa typen ja fosforin virtoja ja niiden muutoksia tutkittiin AESOPUS-hankkeessa Suomen ympäristökeskuksen, Metsäntutkimuslaitoksen,

Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen, Helsingin yliopiston ja Valtion taloudellisen tutkimuskeskuksen yhteistyönä. Hankkeessa todettiin, että maatalous, energiantuotanto ja -kulutus sekä metsätalous ovat olleet merkittävimpiä ravinnevirtojen muuttajia. Tämä näkyy myös typpivirtojen kokonaiskuvassa, jossa lannoitteiden ja polttoainneiden (erityisesti kivihiili ja turve) suuri typpisisältö kasvattavat maatalouteen ja energiantuotantoon virtaavaa typpimäärää (kuva 2). Maataloudessa kasvien käyttämättä jättämät ravinteet ovat alttiita huuhtoutumiselle ja energiantuotannossa



Kuva 2. Typen virrat Suomessa 1990-luvun lopulla (1000 t N a⁻¹). (Lähde: Riina Antikaisen, SYKE, esitelmä/AESOPUS-hankkeen loppuseminaarissa 4.11.2004).

ja liikenteessä puolestaan sekä polttoaineen että ilmakehän typestä muodostuu typenoksideja, jotka laskeuman myötä aiheuttavat rehevöitymistä.

Kuten muuallakin maailmassa, myös Suomessa ravinnevirroissa on tapahtunut huomattavia muutoksia viimeisen sadan vuoden aikana. Esimerkiksi energiantuotantoon päätyi 1990-luvun lopulla Suomessa lähes kaksikymmentä kertaa enemmän typpeä kuin sata vuotta aiemmin (Saikku ym. 2007). Ravinteet ovat polttoaineeseen sitoutuneena. Maatalousmaahan lisätyn typen määrä lähes nelinkertaistui vuosien 1910 ja 1980 välillä. Vielä suurempi muutos tapahtui fosforin osalta; maatalousmaahan lisätyn fosforin määrä yli seitsenkertaistui vuosien 1910–1970 aikana. Kuitenkaan maatalouden sato ei kasvanut yhtä paljon, vaan maatalouden pelto- ja laidunsadossa oli viime vuosisadan lopussa 2,5 kertaa enemmän ravinteita kuin vuosisadan alussa. Tämän seurauksena maatalousmaahan on jäänyt huomattava ravinneylijäämä. Metsätalousmaassa ei vastaavaa ylijäämää ole havaittavissa, vaan typpivirta metsämaahan lähes kaksinkertaistui vuosina 1910–1980, ja kaadettujen puiden mukana poistuvien ravinteiden määrä lähes kaksinkertaistui viime vuosisadan aikana (Antikainen ym. 2007).

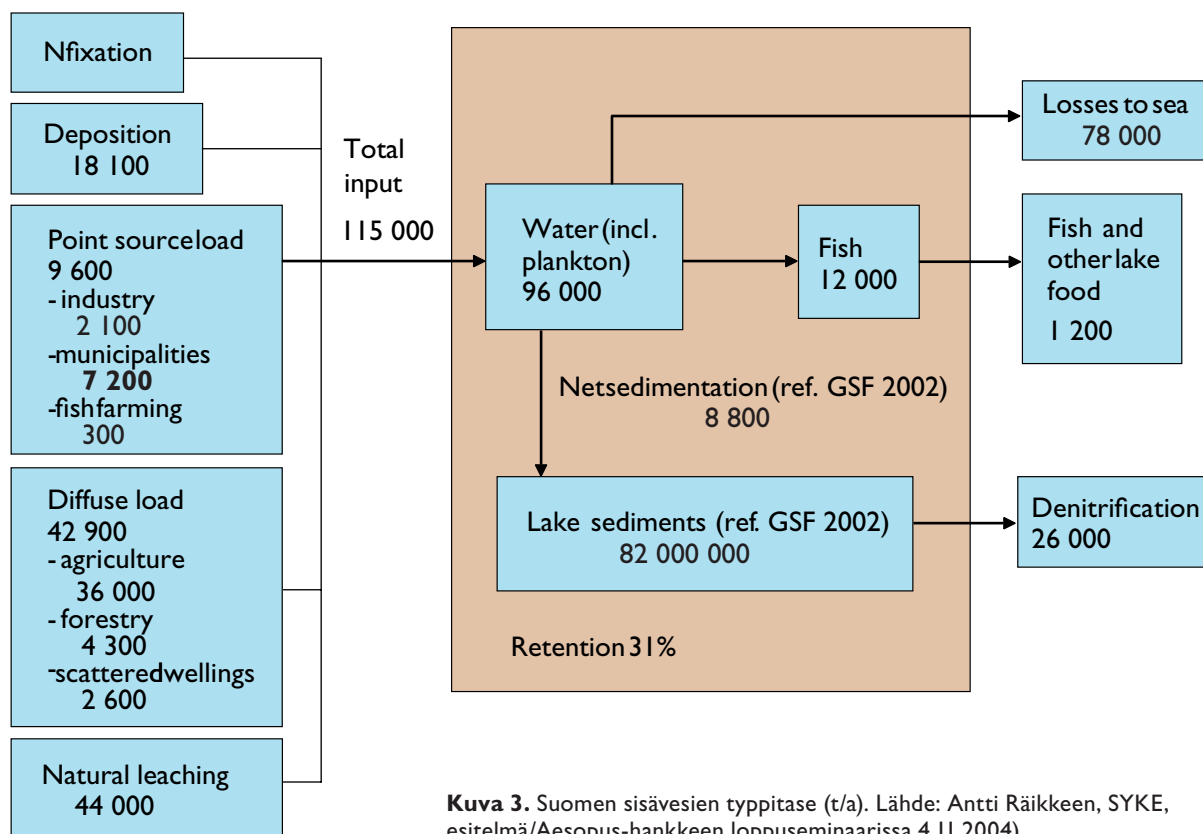
Myös ihmisten kulutustottumusten muutokset heijastuvat ravinnevirroissa. Esimerkiksi kiinteän yhdyskuntajätteen ravinnemäärä lähes viisinker-

taistui viimeisten 40 vuoden aikana. Yhteiskunnan rakennemuutosta kuvaa se, että yhdyskuntien puhdistamattoman jäteveden typpimäärä kasvoi noin viisinkertaiseksi 1950-luvun alusta 1990-luvun loppuun mennessä. Samanaikaisesti haja-asutuksen jätevesien typpimäärän arvioitiin pienentyneen kolmasosaan (Sokka ym. 2004).

4.2

Sisävesien typpitase

Suomen sisävesiin tulee vuosittain keskimäärin 115 000 tonnia typpeä (kuva 3). Joet kuljettavat keskimäärin 78 000 tonnia typpeä vuodessa Itämereen, joten lähes kolmasosa vesistöihin tulevasta typpikuormituksesta pidättyy sisävesissä lähinnä sedimentaation ja denitrifikaation seurauksena. Pieni osa sisävesien typestä poistuu vesiekosysteemistä myös kalansaaliin mukana. Jokien kuljettaman ja rannikon lähivaluma-alueelta valuvan typpikuormituksen lisäksi mereen tulee suoraa pistekuormitusta, mitä ei ole huomioitu kuvassa 3. Siinä ei ole myöskään huomioitu Suomen merialueille tulevaa typpilaskeumaa. Lukuarvot eivät siten ole suoraan vertailukelpoisia luvun 7 arvojen kanssa, jotka sisältävät myös merialueille suoraan johdetun typpikuormituksen.



Kuva 3. Suomen sisävesien typpitase (t/a). Lähde: Antti Räikkeen, SYKE, esitelmä/Aesopus-hankkeen loppuseminaarissa 4.11.2004).

5 Typpi pintavesien minimiravinteena

5.1

Minimiravinteen määrittäminen

Perustuottajien (erityisesti kasviplankton) kasvua rajoittava minimiravinne voidaan arvioida joko suoraan eri mittakaavan ravinnelisyyskokeilla (leväkasvatuskokeet/”levätestit”) tai epäsuorasti pintavesien ravinnepitoisuuksia ja -suhteita tarkastelemalla. Ravinnesuhteista eniten hyödynnetään mineraaliravinnesuhtetta ja kokonaisravinnesuhdetta. Ravinteiden tasapainosuhdetta on käytetty arvioinneissa harvoin.

- mineraaliravinnesuhde,
 $(\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_{23}\text{-N}) : \text{PO}_4\text{-P}$
- kokonaisravinnesuhde, TN : TP
- ravinteiden tasapainosuhde,
 $(\text{TN}:\text{TP}) : ((\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_{23}\text{-N}) : \text{PO}_4\text{-P})$

Mineraaliravinnesuhde kuvaa leville välittömästi käyttökelpoisten liuenneiden ravinteiden suhdetta, ja sitä pidetään kokonaisravinnesuhdetta herkempänä ravinteiden rajoittavuuden kuvaajana. Sisävesissä ravinnesuhteet ilmoitetaan yleensä painosuhteena ja merissä moolisuhteena. Kun mineraaliravinnesuhde (painosuhde) on säännöllisesti yli 12, fosforin katsotaan rajoittavan levätuotantoa. Kun suhde on alle 5, typpi on todennäköinen minimiravinne. Mikäli suhde on 5–12, molemmat ravinteet ovat potentiaalisia minimiravinteita (Forsberg ym. 1978).

Mikäli **kokonaisravinnesuhde** on yli 17, fosforin on arvioitu rajoittavan leväkasvua ja mikäli se on alle 10, typpi on potentiaalinen minimiravinne. Suhteen ollessa 10–17 molemmat ravinteet voivat säädellä levien kasvua (Forsberg ym. 1978). Kokonaisravinnesuhde kuvaa kaikkia veden typpi- ja fosforivarjoja välittämättä siitä, ovatko ne kiinteässä, kolloidisessa tai liuenneessa muodossa.

Tasapainosuhteen ollessa alle 1 fosforin oletetaan olevan minimitekijä. Kun suhde on yli 1, typpi

katsotaan rajoittavaksi ravinteeksi (Forsberg ym. 1978). Tasapainosuhteessa kokonaisravinteiden määriä verrataan leville välittömästi käyttökelpoisten ravinteiden määriin. Tällöin levien suhteellinen ravinnepula (levien sisältämät ravinteet vs. leville käyttökelpoiset ravinteet vedessä) pitäisi olla helposti todettavissa. Savisameissa ja humusvesissä on paljon typpeä, joka ei ole leväsolujen sisällä tai liuenneessa käyttökelpoisessa muodossa vedessä. Tällöin tasapainosuhte vääristyy, eikä välttämättä ilmennä todellista minimiravinnetta.

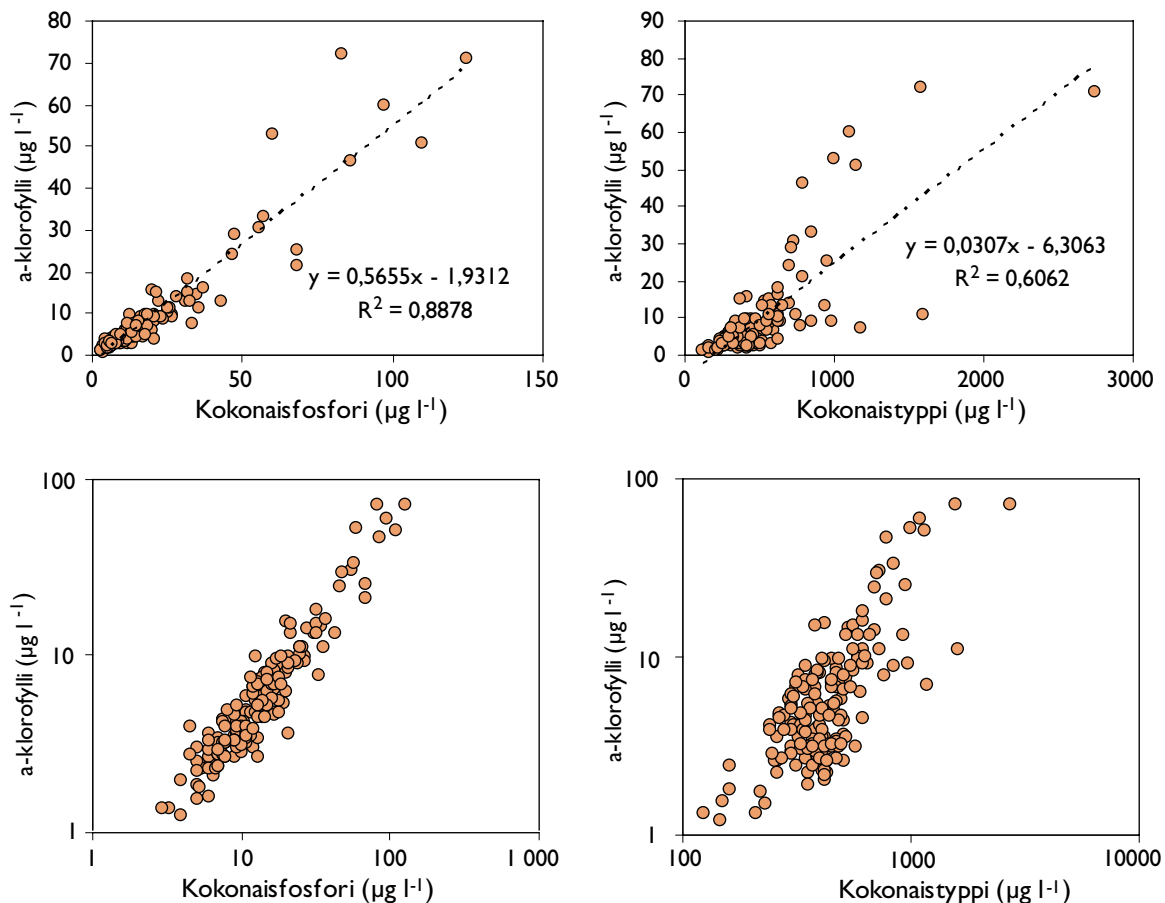
Ravinnesuhteiden käyttöä minimiravinteen arvioinnissa on arvosteltu laajalti. Ravinnesuhteiden käyttö on perusteltua ainakin silloin, kun toisen ravinteen pitoisuus on hyvin pieni ja toista on selvästi ylimäärin suhteessa perustuottajien ravinnevaatimukseen (ravinnesisältöön). Erityisesti mineraaliravinnesuhteessa jommankumman ravinteen selkeä ylimäärä osoittaa helposti potentiaalisen minimiravinteen. Esimerkiksi korkeat nitraattipitoisuudet tuottavan kauden aikana viittaavat aina (voimakkaaseen) fosforirajoitteisuuteen. Toisaalta veden korkea fosfaattifosforipitoisuus kasvukaudella liittyy usein leville käyttökelpoisen tyyppien vajaukseen ja siten typpirajoitteisuuteen.

5.2

Sisävesien minimiravinne

Pietiläinen ja Räike (1999) selvittivät ympäristöhallinnon vedenlaaturekisteristä valtakunnallisessa seurannassa olleiden järvien (174 havaintopaikkaa) ja jokien (32 paikkaa) fosfori- ja typpipitoisuuksien tunnuslukuja sekä vesistöjen potentiaaliset minimiravinteet. Tutkimusjakso kattoi vuodet 1990–1997. Tutkimus kuvasi järvien ja jokien päälysveden (0–2 m) tilannetta kasvukauden (kesä-elokuu) aikana.

Kokonaisfosfori korreloi 174 tutkimusjärven aineistossa selvästi typpeä voimakkaammin a-



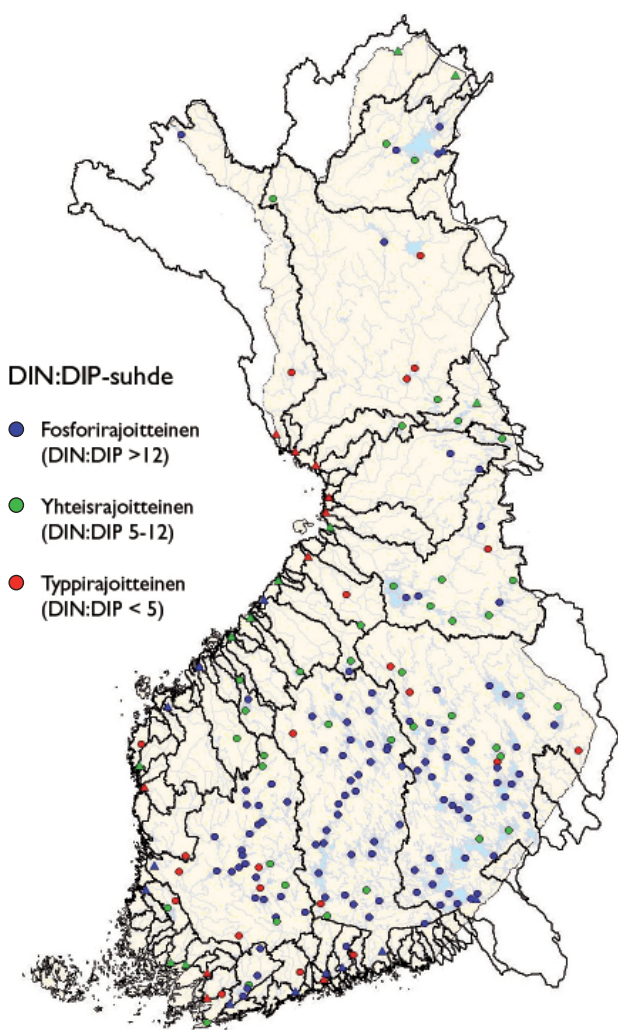
Kuva 4. Järvihavaintopaikkojen ($n = 174$) α -klorofyllipitoisuuksien sekä kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuksien väliset korrelaatiot lineaarisella (ylärivi) ja logaritmisella asteikolla (alarivi) esitettynä. Yksittäiset pisteet ovat kesä-elokuun 1990–1997 päälyysvesinäytteiden havaintopaikkakohtaisia mediaanipitoisuuksia (Pietiläinen ja Räike 1999).

klorofyllin kanssa (kuva 4). Fosfori selitti α -klorofyllin pitoisuusvaihtelusta 89 % ja typpi 61 %. Tällä perusteella fosfori on selkeästi tyypeä tärkeämpi tutkimusjärvien rehevyyttä säätelevä/rajoittava minimiravinne. Tulokset on yleistettävissä pitkälti muihinkin suomalaisiin järviin, erityisesti suurjärviin.

Pietiläisen ja Räikkeen (1999) tutkimuksessa arvioitiin järvi- ja jokihavaintopaikkojen minimiravinne mineraaliravinne- ja kokonaisravinnesuhteen sekä ravinteiden tasapainosuhteen perusteella. Tulosten tulkinta perustuu Forsbergin ym. (1978) esittämiin ravinnerajoitteisuuden raja-arvoihin. Mineraaliravinnesuhteen mukaan 64 % järvihavaintopaikoista oli fosforirajoitteisia, 13 % typpirajoitteisia ja 23 % fosforin ja typen samanaikaisesti rajoittamia (yhteisrajoitteisuus) (kuva 5). Kokonaisravinnesuhteen perusteella 92 % havaintopaikoista arvioitiin fosforirajoitteisiksi ja vain yksi järvi (0,6 %) typpirajoitteiseksi. Suomen humuspitoisissa vesissä suuri osa typpivaroista on liuennotta tai hiukasmaista, leville (hyvin) huonosti käyttökelpoista orgaanista tyypeä. Tämän

vuoksi ravinteiden tasapainosuhteen avulla vesistöt arvioidaan helposti todellista typpirajoitteisemmiksi (Pietiläinen ja Kauppi 1993). Ravinteiden tasapainosuhteen ei katsottu soveltuvan Suomen usein tummavetisten sisävesien minimiravinneindikaattoriksi. Kirkkaampivetisillä merialueilla ravinteiden tasapainosuhtetta kuitenkin pidetään usein luotettavana ravinnerajoitteisuuden ilmentäjänä (Tamminen 1990).

Lähes kaikki suuret järvet ja reittivedet (Järvi-Suomi) arvioitiin fosforirajoitteisiksi sekä mineraaliravinne- että kokonaisravinnesuhteen perusteella. Yhteisrajoitteiset järvet sijoituivat erityisesti Suomenselälle ja Kuusamon seudulle sekä vesistöalueiden latvoille. Monet voimakkaasti humuspitoiset vedet arvioitiin (heikosti) typpirajoitteisiksi. Selkeämmin typpirajoitteisiksi arvioitiin lähinnä vain voimakkaasti kuormitetut, rehevät järvet, kuten Tuusulanjärvi sekä Iisalmen reitin Onkivesi ja Haapajärvi. Näissäkin typpirajoitteisuus oli ajoittaista ja voimakkuudeltaan ilmeisen nopeasti vaihtelevaa. Rehevimpien vesien typpirajoitteisuus johtuu usein voimakkaasta fosforin sisäises-

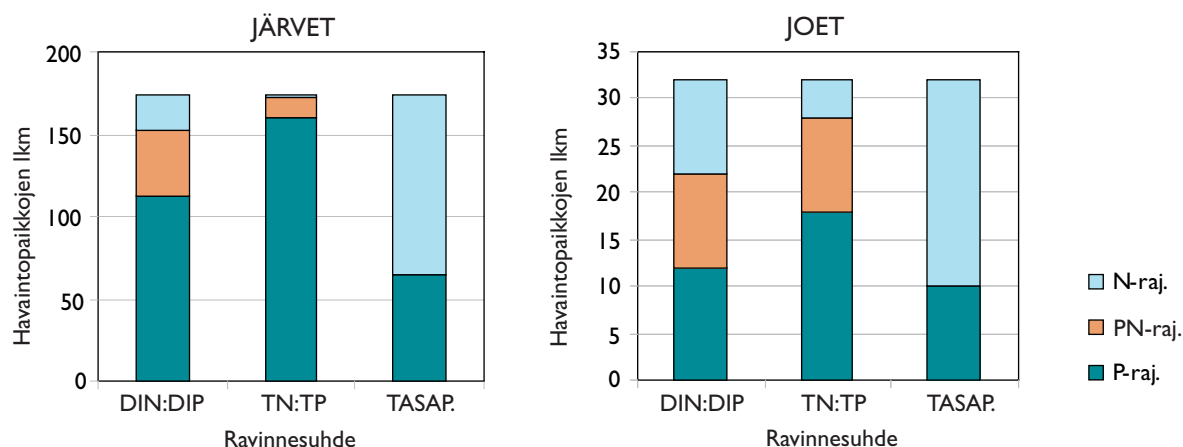


Kuva 5. Suomen merkittävimpien järvien (pallot) ja jokien (kolmiot) potentialinen minimiravinne mineraaliravinteen (DIN:DIP-suhde) perusteella arvioituna (Pietiläinen ja Räike 1999).

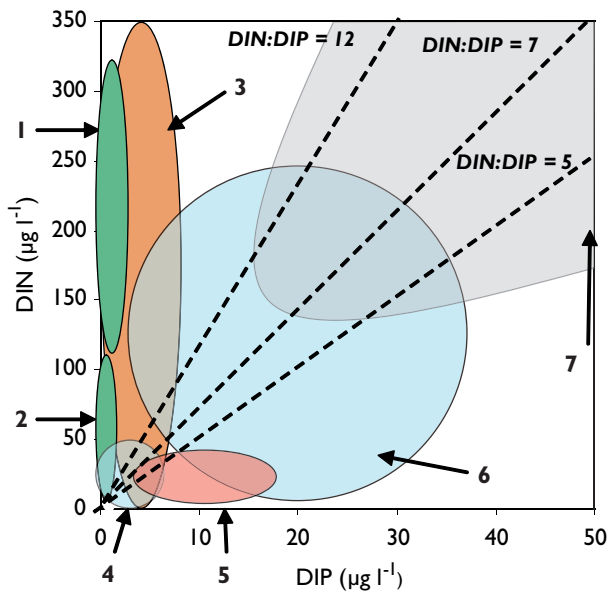
tä kuormituksesta. Fosforivarojen ollessa runsaat levät voivat kuluttaa käyttökelpoiset typpivarat nopeasti kasvuunsa. Mikäli myös muut ympäristöolosuhteet ovat tällöin suotuisat, sinilevien voimakas runsastuminen on vesissä mahdollista, usein jopa todennäköistä.

Joista selkeästi fosforirajoitteisiksi arvioitiin Vuoksi, Kymijoki, Kokemäenjoki ja eräät muutkin Merenkurkun eteläpuoliset joet. Etelä- ja Länsi-Suomen maatalousvaltaisten alueiden pienet joet olivat mineraaliravinteen mukaan arvioituna typpi- tai yhteisrajoitteisia. Useissa näistä joista ravinnerajoitteisuus oli tosin vain laskennallista, ei todellista, sillä leville käyttökelpoisten ravinteiden pitoisuudet olivat usein hyvin korkeita. Tämän vuoksi muut ympäristötekijät, kuten valaistusolot ratkaisivat tuotannon määrän. Useimmat Keski- ja Pohjois-Pohjanmaan joet katsottiin fosforin ja typen yhdessä rajoittamiksi. Perämereen laskevat Lapin joet Iijoesta Torniojokeen olivat mineraaliravinteen mukaan typpirajoitteisia, kokonaisravinteen mukaan fosforirajoitteisia.

Ravinteen suhteita on aina tulkittava harkiten, sillä ravinteen suhteet ilmaisevat vain vedenlaadun perusteella epäsuorasti arvioidun minimiravinteen. Mikäli käytetään vain suhdelukuja eikä huomioida ravinnepitoisuuksia (kts. yllä), virhetulkintojen vaara kasvaa. Jos vedessä on paljon typpeä ja fosforia, tuotantoa rajoittaa jokin muu tekijä kuin ravinteet, vaikka ravinteen suhde osoittaisikin selvää typpi- tai fosforirajoitteisuutta. Toisaalta mikäli ravinnepitoisuudet ovat pieniä tai jopa määritysrajoillaan, ravinteen suhteet eivät välttämättä paljasta rajoittavaa ravinnetta. Tällöin biomassaan sitoutuvien ja siitä vapautuvien ravinteiden kiertonopeudet nousevat ratkaisevaan asemaan ra-



Kuva 6. Arvio tärkeimpien järvisyvänneseurannan (n = 174) ja jokiseurannan (n = 32) havaintopaikkojen typpi- ja/tai fosforirajoitteisuudesta DIN:DIP = mineraaliravinteen suhde, TN:TP = kokonaisravinteen suhde, TASAP. = ravinteiden tasapainosuhteet (Pietiläinen ja Räike 1999).



Kuva 7. Suomen sisävesien ($n = 174$) jakautuminen seitsemään ravinnerajoitteisuusluokkaan päälysveden tuotantokauden aikaisten mineraaliravinnepitoisuuksien ja -suhteiden tyypillisten esiintymisalueiden perusteella. DIN:DIP-suhteiden (= mineraaliravinnesuhde) raja-arvot on merkitty katkoviivoituksella (Forsberg ym. 1978). Forsbergin ym. esittämien ravinnesudelukujen raja-arvojen mukaan fosfori rajoittaa leväkasvua, kun suhde on yli 12, typpi, kun suhde on alle 5 ja molemmat, kun suhde on 5–12. Päinvastoin kuin seitsemänluokkainen jaottelu, Forsbergin ym. jaottelu ei huomioi ravinnepitoisuuksia, jotka ratkaisevat levien ravinnerajoitteisuuden voimakkuuden. 1. luokan järvet ovat voimakkaasti fosforirajoitteisia, 2. luokan melko voimakkaasti fosforirajoitteisia, 3. luokan lähinnä fosforirajoitteisia, ajoittain typpirajoitteisia 4. luokan samanaikaisesti fosfori- ja typpirajoitteisia, 5. luokan typpirajoitteisia ja 6. luokan vaihtelevasti fosfori- ja typpirajoitteisia, 7. luokan joissa ravinteet eivät rajoita leväkasvua (Pietiläinen ja Räike 1999).

vinnerajoitteisuuden määrittäjinä (Tamminen 1990). Fosforin on usein todettu kiertävän tehokkaammin ja nopeammin vesiekosysteemeissä kuin typen, joka on paljon sitoutunut suurimolekyyliin ja hitaasti hajoaviin aminohappoihin. Toisaalta monet piilevät varastoivat itseensä fosforia, jota ne voivat käyttää kasvuunsa myöhemmin (Sommer ja Kilham 1985). Ympäröivän veden fosforipula ei siten välttämättä tarkoita, että levillä olisi pulaa fosforista ja että fosfori olisi todellinen minimiravinne (Hecky ja Kilham 1988, Salonen ym. 1992). Ravinnesuhteiden käyttö minimiravinteiden indikaattorina on luotettava, mikäli toisesta ravinteesta on selvästi puutetta ja toista on samanaikaisesti koko tuottavan kauden ajan runsaasti ylimäärin suhteessa levien ravinnevaatimuksiin.

Noin 90 % 174 tutkimusjärvestä voitiin jakaa kuuteen selvästi toisistaan eroavaan minimiravinnealueeseen (kuva 7). Muut järvet olivat rajatapauksia ja olisivat voineet sijoittua kahteenkin ryhmään. Joista määritettiin yksi rajoitteisuusluokka lisää (numero 7 kuvassa 7) Minimiravinnealueen tutkimuksen perusteella sisävesien pääasiallinen minimiravinne on fosfori. Erityisesti suuret järvet ja reittivedet ovat voimakkaasti fosforirajoitteisia. Tällaisten sisävesien tilaa voidaan parantaa sekä piste- että hajakuormittajien fosforikuormitusta vähentämällä. Typenpoisto ei juurikaan näkyisi fosforirajoitteisten sisävesien kasviplanktonin tuotannon muutoksina. Pienemmissä, karummissa järvissä myös typenpoisto voisi vähentää levämääriä, vaikka fosforipoiston vaikutukset olisivat ilmeisesti vähintään yhtä merkittäviä. Rehevimpien, voimakkaasti ulkoisesti tai sisäisesti fosforikuormitettujen järvien keskimääräinen kasviplankton- ja makrofyyttibiomassa ilmeisesti alenisi tehostetun typenpoiston avulla, mutta typpeä sitovat sinilevät

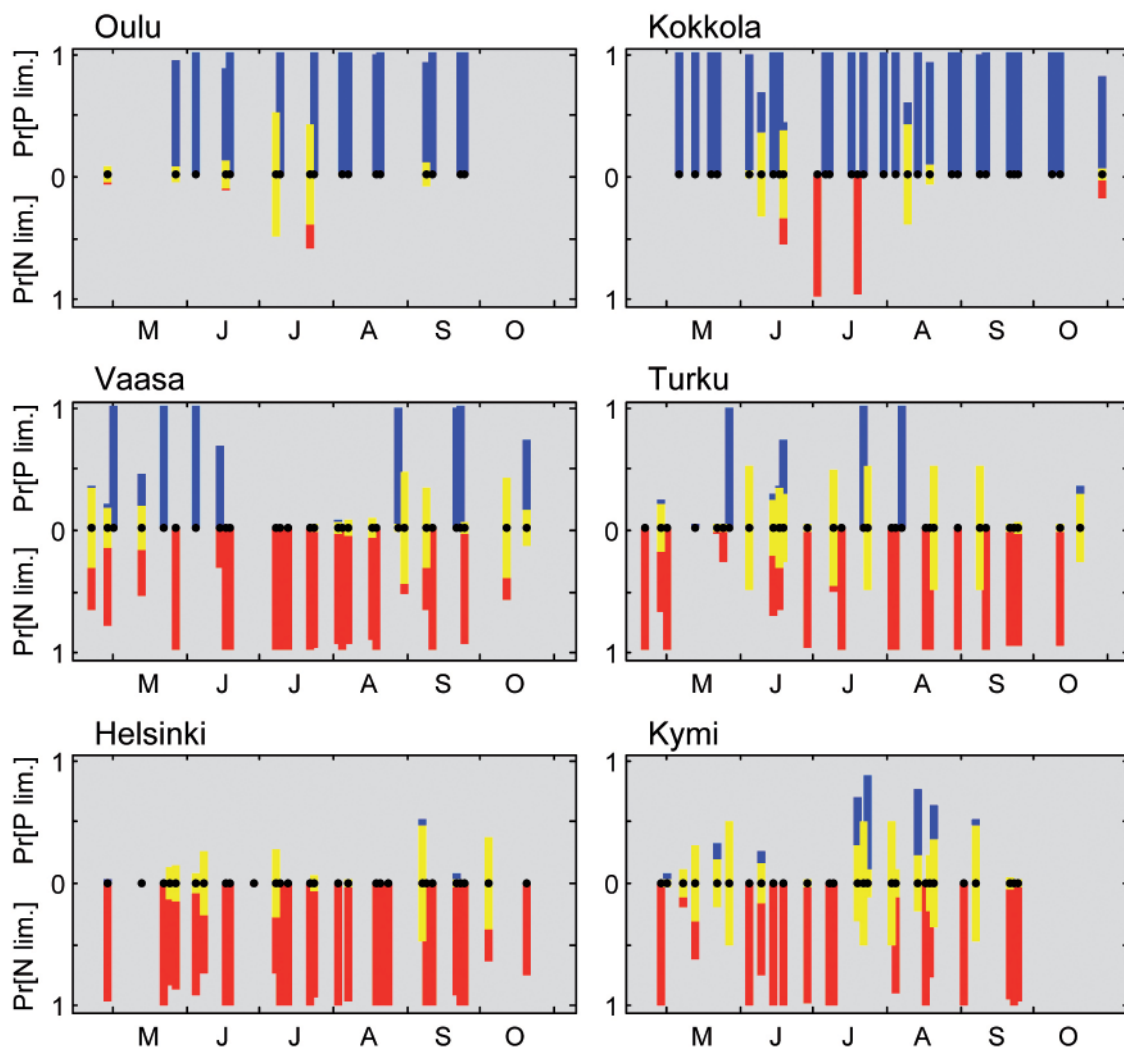
voisivat runsastua ja kompensoida ainakin osittain muun biomassan alenemisen.

Oravaisen (2005) mukaan korkea typpipitoisuus ei yksinään lisää levätuotantoa, mikäli fosfori on tuotantoa rajoittava ravinne. Tietyissä ääritapauksissa typpikuormituksen väheneminen on jopa aiheuttanut käänteisen heikompaan suuntaan. Esimerkkinä Oravainen mainitsee Hahmonjärven Tampere-Pirkkalan lentoaseman läheisyydessä. Kun lentoaseman liukkauden torjunnassa siirryttiin ureasta asetaattiin, järven typpipitoisuudet pienenevät radikaalisti, alusveden tila heikentyi nitraattityypen loputtua ja vesi muuttui rikkivedylle haisevaksi ja pelkistyneeksi. Toinen Oravaisen (2005) esimerkeistä on Kangasalan Kirkkojärvi. Sinileväkukinnat valtasivat vuosikymmeniä voimakkaasti kuormitetun järven, kun siihen kohdistuva typen pistekuormitus väheni voimakkaasti. Sedimentistä vapautui yhä runsaasti fosforia, minä takia järvestä tuli sinileville otollinen typpirajoitteinen ekosysteemi.

5.3

Rannikkovesien ja avomeren minimiravinne

Itämeren minimiravinnetta on tutkittu ravinnesuhteiden avulla sekä minimiravinnekokeilla, joissa luonnon planktonyhteisön toimintaa on seurattu kokeellisten ravinnelisyysten jälkeen. Alueellisesti minimiravinnetutkimuksia on tehty varsinaisella Itämerellä (Graneli ym. 1990, Elmgren ja Larsson 1997), Suomenlahdella (Kivi ym. 1993, Pitkänen ja Tamminen 1995) sekä Riiianlahdella (Seppälä ym. 1999). Kattavin tutkimus (Tamminen ja Andersen 2007) sijoittuu kuitenkin Suomen rannikkoalue-



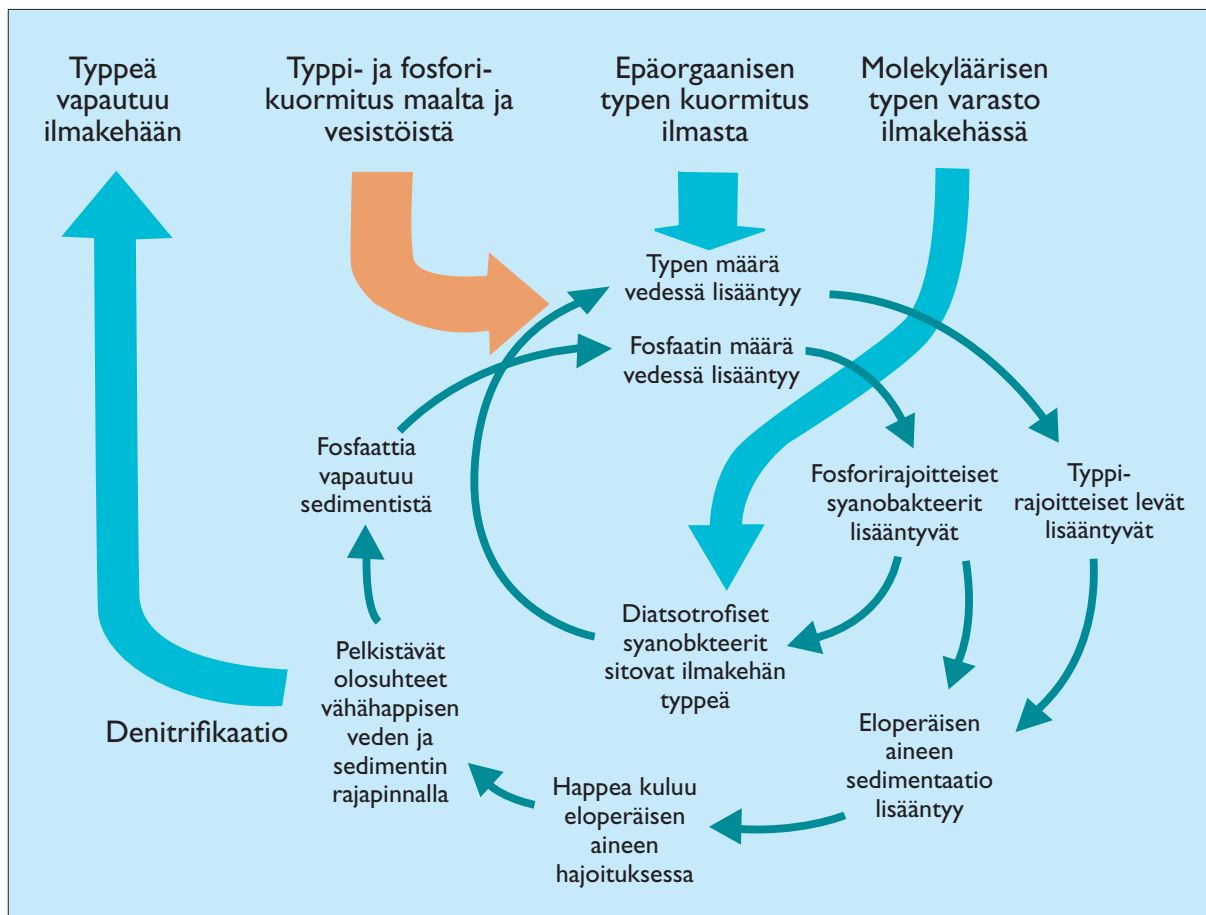
Kuva 8. Minimiravinteiden vuotuinen kehitys maamme rannikkovesissä kokeellisen tutkimuksen perusteella (Tamminen ja Andersen 2007). Fosforirajoitteisuuden (siniset pylväät), typpirajoitteisuuden (punaiset pylväät) ja yhteisrajoitteisuuden (keltaiset pylväät) todennäköisyys (asteikolla 0–1) vuosina 1992–1994 toukokuusta lokakuuhun (M...O) Perämerellä (Oulu ja Kokkola), Selkämerellä (Vaasa), Saaristomerellä (Turku) sekä läntisellä (Helsinki) ja itäisellä (Kymi) Suomenlahdella. Perämeri on pääsääntöisesti fosforirajoitteinen, muut rannikkovedet pääsääntöisesti typpirajoitteisia, mutta kahden pääravinteiden yhteisvaikutukset ja vuodenaikainen dynamiikka korostavat ravinteiden kiertojen läheisiä yhteyksiä.

eille Perämereltä itäiselle Suomenlahdelle. Tässä tutkimuksessa kolmena vuonna (1992–1994) koko kasvukauden ajan tehdyt minimiravinnekokeet selvittivät minimiravinteiden vuotuisen ja maantieteellisen vaihtelun maamme rannikkovesissä (kuva 8).

Muut minimiravinnetutkimukset ovat tuottaneet Itämeren eteläisistä alustoista varsin yhtäpitävän kuvan: typpi on ollut dominoiva minimiravinne, ainoastaan suurten jokien (Neva, Daugava) suualla vaikutusalueella fosfori on ajoittain merkittävä. Suomen rannikkovesistä vain Perämeri on pääsääntöisesti fosforirajoitteinen, Merenkurkusta etelään typpi on kasvukauden keskeinen minimiravinne, vaikka vuodenaikaista ja vuosien välistä vaihtelua esiintyy erityisesti itäisellä Suomenlahdella, Saaristomerellä sekä Selkämerellä (kuva 8).

Kokeelliset tulokset käyvät hyvin yksiin ravinnesuhteiden antaman kuvan kanssa, mutta osoittavat näitä selkeämmin vuotuisen jaksottaisuuden sekä kummankin pääravinteiden kiertojen läheiset vuorovaikutukset. Ravinnesuhteiden pitkäaikainen kehitys osoittaa, että rannikkoalueiden typpirajoitteisuus (Perämeren lukuunottamatta) on kokeellisen tutkimuksen suoritusajan (1992–1994) jälkeen tuntuvasti voimistunut, joten typpikuormituksen rehevöittävä vaikutus on samaten voimistunut.

Koska maalta tulevan ravinnekuormituksen N:P-suhteet ylittävät huomattavasti kasviplanktonin keskimääräisen tarpeen (eli tyyppiä tulee ekosysteemiin suhteellisesti selvästi enemmän kuin fosforia), Itämeren pintavesien typpirajoitteisuus on jossain määrin hämmäntävää. On selvää, että ekosysteemin sisäiset prosessit muokkaavat



Kuva 9. Kaaviokuva pääasiallisista tekijöistä, jotka estävät Itämeren palautumista pitkälle edenneestä rehevöitymisestä sekä edistävät syanobakteerikukintoja (sinileväkukintoja). Tätä noidankehää ylläpitää typen rajoittama tuotanto sekä kevätukinnan vajoaminen pohjille, joka aiheuttaa hapen kulumista pohjanläheisistä vesikerroksista sekä fosforin sisäistä kuormitusta. Syvänveden fosforivarantojen kulkeutuminen pintakerrokseen voimistaa typpeä sitovien syanobakteerien typensidontaa, joka taas lisää muuta typen rajoittamaa tuotantoa. Nämä toisiinsa vaikuttavat typen, fosforin ja hapen biogeokemialliset kierrot estävät tehokkaasti ulkoisen fosforikuormituksen vähennyksen vaikutukset, mikäli myös typpeä ei vähennetä samalla (Vahtera ym. 2007).

voimakkaasti ulkoista kuormitusta kahdella tavalla: typpeä poistuu systeemistä fosforia enemmän, ja systeemin sisäiset fosforivarannot (pohjasedimentti) ovat typpeä paremmin käytettävissä. Näiden seikkojen yhteisvaikutuksena systeemi pysyy typpirajoitteisena, ja tämä tekee mahdolliseksi ilmakehän typpeä sitovien sinilevien massaesiintymät kuormituksen korkeasta NP-suhteesta huolimatta.

Tutkimukset ovat osoittaneet, että typen ja fosforin kiertojen yhteenkietoutuminen muodostaa tällä hetkellä erityisesti Suomenlahden rannikkoalueilla eräänlaisen rehevöitymisen noidankehän (Tamminen ja Andersen 2007), jossa typpikuormitus voimistaa kevätukintaa, jonka vajoaminen pohjille puolestaan voimistaa fosforin vapautumista sedimenteistä (ns. sisäinen kuormitus). Vapautunut fosfori voimistaa typpirajoitteisuutta ja parantaa ilmakehän typpeä sitovien sinilevien kilpailuasemaa, ja typensidonta edelleen lisää vesirungon typ-

pimääriä. Tämän noidankehän suhdetta Itämeren sinileväkukintoihin on selvitetty seikkaperäisesti tuoreessa katsauksessa (Vahtera ym. 2007; kuva 9).

Sekä Itämeren sinileväkukintojen hillitsemiseksi että rehevöitymisen muiden haittojen vähentämiseksi on näin ollen oleellista vähentää voimakkaasti sekä typen että fosforin ulkoista kuormitusta, jotta tämän noidankehän ruokkima rehevöitymiskehitys kyetään katkaisemaan ja pitkällä aikavälillä kääntämään laskuun.

6 Pintavesien typpipitoisuudet ja -trendit

6.1

Sisävedet

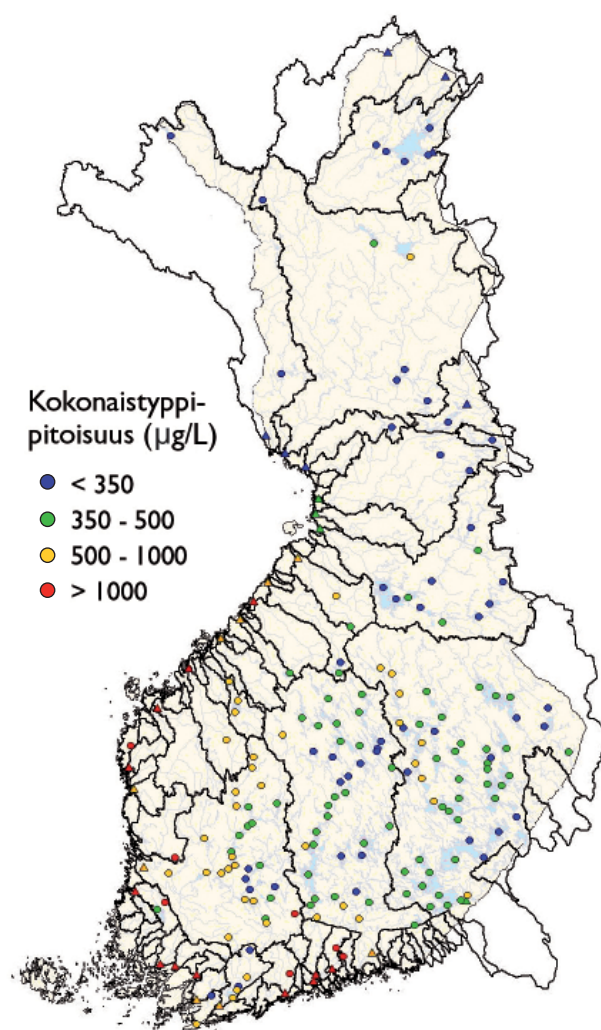
6.1.1

Alueellinen vaihtelu

Pietiläinen ja Räike (1999) selvittivät ympäristöhallinnon vedenlaaturekisteristä valtakunnallisten seurantajärvien (174 havaintopaikkaa) ja -jokien (32 paikkaa) päällysveden (0–2 m) fosfori- ja typpipitoisuudet sekä vesistöjen potentiaaliset minimiravinteet kasvukaudella (kesä-elokuu), jolloin mahdolliset rehevyshaitat ovat voimakkaimmillaan. Tutkimus kattoi vuodet 1990–1997. Tulokset kuvaavat Suomen pintavesien yleistilaa alueilla, joilla ihmistoimintojen vaikutus on usein merkittävää. Seuraavien kappaleiden tulokset sekä kuvat 10, 11 ja 12 perustuvat tähän tutkimukseen.

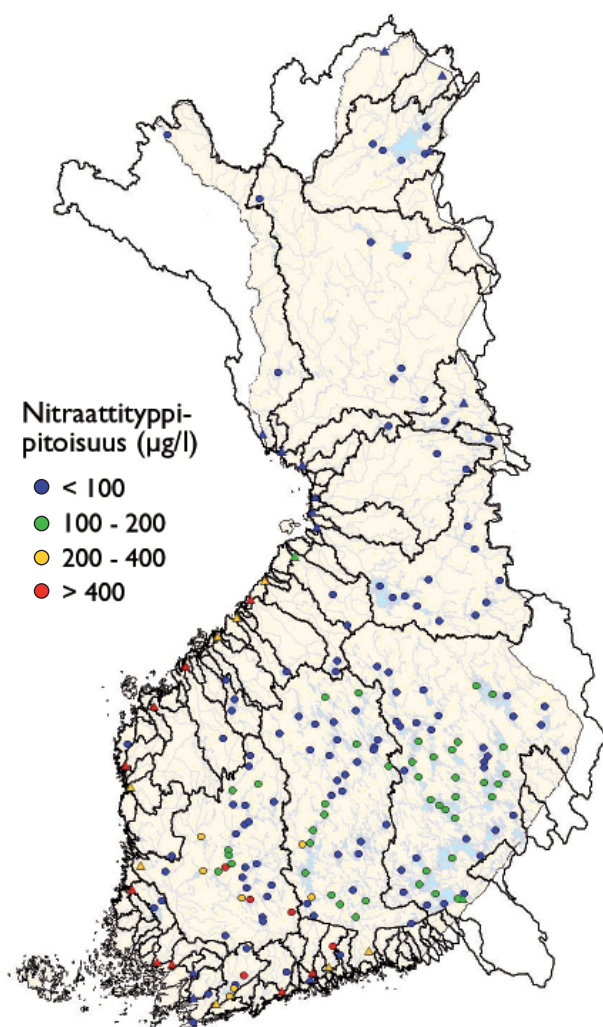
Typpeä ei yleensä Suomessa käytetä vesien rehevyytason mittarina, joten kuvan 10 typpipitoisuusluokkien subjektiivisesti valitut raja-arvot vain jakavat aineiston neljään ”sopivaan” osaan. Sen sijaan fosforille on esitetty yleisesti ja kansainvälisesti käytetyt rehevyytasoja kuvaavat raja-arvot (OECD 1982), joita on myös sovellettu Suomen pintavesien käyttökelpoisuusluokituksessa (liite 2).

Pienimmillään kokonaistypen mediaanipitoisuus oli Kilpisjärvessä (125 µg/L) ja Inarijärven eri osissa (150–160 µg/L). Pitoisuudet olivat suhteellisen pieniä, alle 350 µg/L, myös lähes kaikissa muissakin Oulujärven pohjoispuolisissa järvissä ja laajalti Vuoksen ja Kymijoen vesistöalueiden järvissä. Vuoksen vesistöalueella typpipitoisuudet olivat korkeita vain Iisalmen reitin järvissä. Kokemaenjoen vesistöalueella typpipitoisuudet olivat Vuoksen ja Kymijoen vesistön pitoisuuksia korkeampia, monin paikoin yli 500 µg/L. Myös tekoaltaiden typpipitoisuudet olivat tyypillisesti yli 500 µg/L. Yli 1000 µg/L pitoisuuksia havaittiin lähinnä rehevimmistä Uudenmaan, Lounais-Suomen ja länsirannikon maatalouskuormitteisista järvistä (esim.

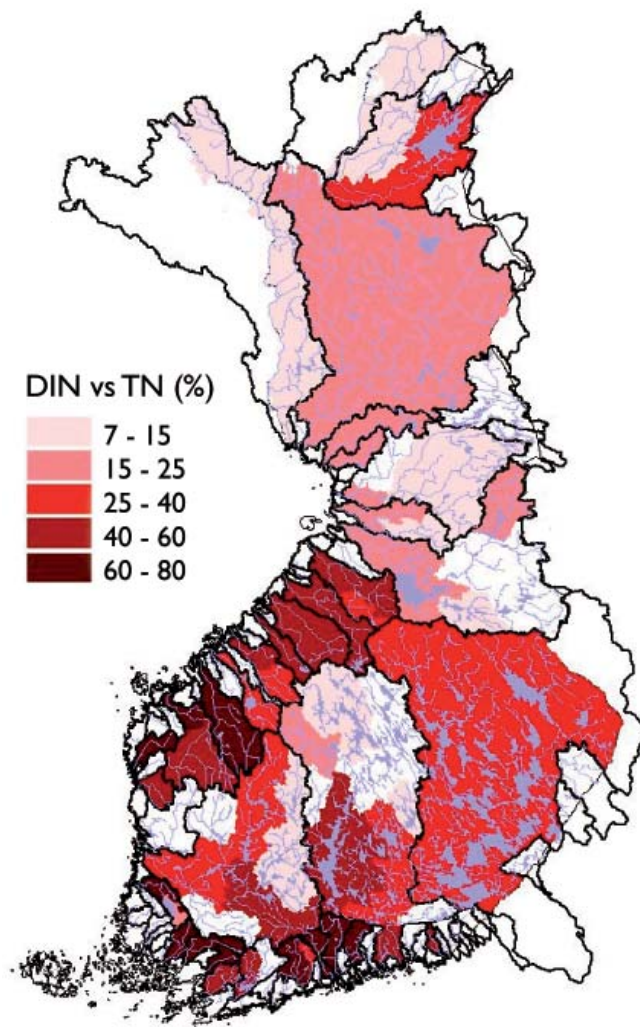


Kuva 10. Suomen merkittävimpien järvien (pallot) ja jokien (kolmiot) jakautuminen neljään kokonaistyyppipitoisuusluokkaan havaintopaikkojen päällysveden (0–2 m) pitoisuuksien (mediaanit/kesä-elokuut 1990–1997) perusteella. Ympyrä = järvihavaintopaikka, kolmio = joki-havaintopaikka.

Köyliönjärvi 1 100 µg/L, Tuusulanjärvi 1 150 µg/L, Lappajärvi 1600 µg/L) ja joista (esim. Porvoonjoki 3 250 µg/L, Vantaanjoki 1950 µg/L, Kyrönjoki 1 600 µg/L).



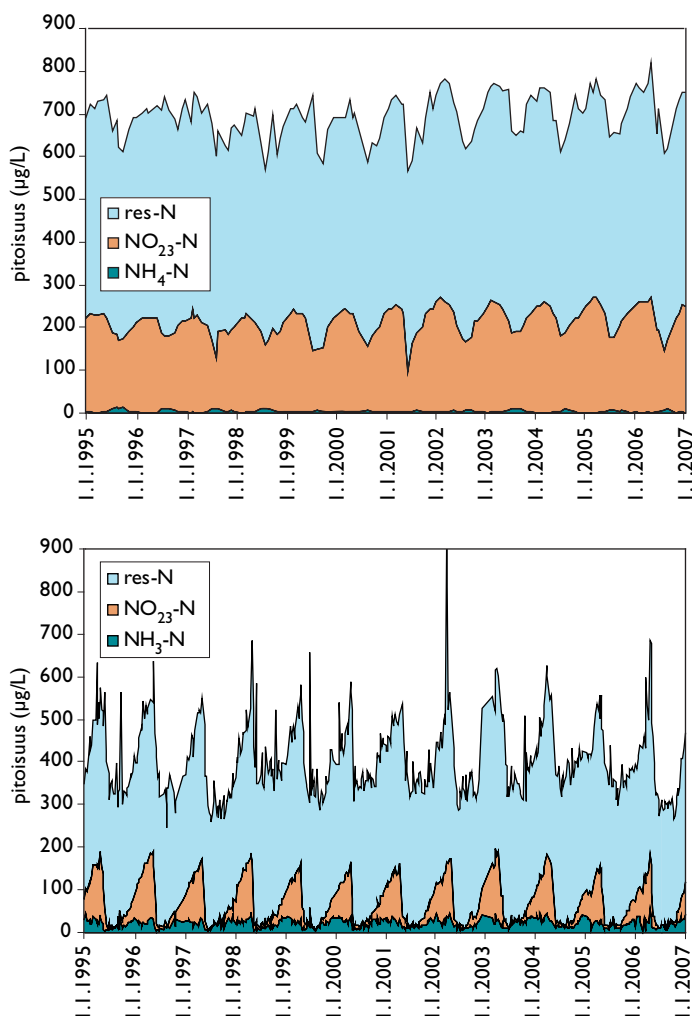
Kuva 11. Suomen merkittävimpien järvien (pallot) ja jokien (kolmiot) jakautuminen neljään nitraattityypipitoisuusluokkaan havaintopaikkojen päänäyksen (0–2 m) pitoisuuksien (mediaanit/kesä-elokuut 1990–1997) perusteella. Ympyrä = järvihavaintopaikka, kolmio = joki-havaintopaikka.



Kuva 12. Nitraattityypin (DIN) ja kokonaistypen (TN) suhde I. jakovaiheen vesistöalueen luusuaassa tai alimmassa seuranta pisteessä. Perustuottajille käyttökelpoisen nitraattityypin suhteellinen osuus on suurimmillaan rannikkovesiin laskevista pienissä joissa (koko vuoden aineistot).

Kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuudet korreloivat hyvin keskenään. Mikäli tietyn järven fosforipitoisuus on korkea, on oletettavaa, että myös typpipitoisuus on korkea ja vastaavasti, mikäli fosforipitoisuus on pieni, myös typpipitoisuus on pieni. Pääsäännöstä poikkeavia ovat muutamat syvät järvet, joiden (nitraatti)typpipitoisuus on hyvin suuri, mutta fosforipitoisuus pieni (esim. Lammin Pääjärvi). Pääsäännöstä toiseen suuntaan poikkeavat maatalousvaltaisten alueiden matalat, rehevät järvet, joiden fosforipitoisuus on sekä absoluuttisesti että suhteellisesti erittäin korkea (esim. Tuusulanjärvi, Köyliönjärvi). Suomen pintavesien typpipitoisuudet (ja fosforipitoisuudet) ovat selvästi pienempiä kuin muualla Euroopassa keskimäärin. Vesiemme parempi tila selittyy yksinkertaisesti keskimääräistä eurooppalaista tasoa selvästi vähäisemmällä piste- ja hajakuormituksella.

Leville välittömästi käyttökelpoisen ja siten pintavesiä potentiaalisesti rehevöittävän nitraattityypin pitoisuudet olivat kasvukaudella pienimmillään määritysrajoillaan eli vain muutamia mikrogrammoja litrassa Pohjois-Suomessa (esim. Inarijärvi, Tenojoki, Torniojoki) ja suurten vesistöalueiden latvaosilla (esim. Puruvesi 3 µg/L ja Joutsan Jääjärvi 3 µg/L). Pitoisuudet olivat suurimmillaan rannikkoalueen pienillä jokivaltaisilla valuma-alueilla (Porvoonjoki 2300 µg/L) ja suurten vesistöalueiden alaosilla (Artjärven Pyhäjärvi 920 µg/L). Matalissa, rehevissä järvissä voimakas levätuotanto voi laskea kesän nitraattipitoisuudet hyvin pieniksi, vaikka kokonaistypen pitoisuus olisi tällöin hyvin suuri. Syksyllä, talvella ja keväällä rehevien, kuormitettujen järvien nitraattipitoisuudet ovat kuitenkin yleensä hyvinkin korkeita kylmän veden ja biologisten toimintojen vähäisyyden



Kuva 13. Leville käyttökelpoisen typen ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) ja kokonaistypen ($\text{TN} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{res-N}$) pitoisuudet Kymijoen Kalkkistenkoskella ja Kemijoen Valajaskoskella v. 1990–1996. Res-N (= muu kuin epäorgaaninen tyyppi) koostuu pääosin liuenneen orgaanisen aineksen (humuksen) tyyppistä.

takia. Tästä syystä niiden läpi virtaa merkittäviä määriä nitraattityppeä alapuolisille vesialueille kasvukauden ulkopuolella.

Rehevoitumisen kannalta oleellisen nitraattitypen osuus kokonaistypestä vaihtelee selvästi 1. jakovaiheen vesistöalueilla koko vuoden aineistossa (kuva 12). Suurimmillaan nitraattitypen osuus (60–80 %) on pienillä maatalousvaltaisilla rannikkoalueen valuma-alueilla. Käytännössä tämä tarkoittaa, että niiden kautta kulkeutuu paljon nitraattityppeä Itämereen, jossa tyyppi on todettu pääasialliseksi minimiravinteeksi. Esimerkiksi Kemijoen valuma-alueella ja Kymijoen valuma-alueen yläosissa nitraattitypen osuus kokonaistypestä on alle 25 %. Tornionjoella ja Lijoen yläosilla nitraattitypen osuus on alle 15 %. Leville käyttökelpoisen typen ja kokonaistypen pitoisuudet ja suhteet vuoden sisällä käyttäytyvät eri tavoin eri vesistöalueilla. Järvi-

Suomen suurimpien vesistöjen alaosilla (erityisesti Vuoksi ja Kymijoki) sekä pitoisuudet että suhteet kesän ja talven välillä vaihtelevat suhteellisen vähän, kun taas pohjoisessa vaihtelu on huomattavasti suurempaa (kuva 13). Esimerkiksi Kemijoella leville käyttökelpoisen typen pitoisuus on talvella 150–200 µg/L, mutta alkukesällä pitoisuus laskee nopeasti määritysalarajoilleen (n. 10 µg/L). Mineraalitypen pitoisuus alkaa nousta alkusyksyllä ja saavuttaa jälleen vuotuisen huippunsa huhtikuussa. Nitraattitypen lisäksi toisen leville välittömästi käyttökelpoisen jakeen, ammoniumtypen, määrä ja osuus muusta tyypestä ovat merkittäviä Kemijoella. Kymijoella typen pitoisuusvaihtelut ovat huomattavasti hillitympiä, ja nitraattityppi vähenee harvoin alle 150 µg/L:n. Kymijoen vuodensisäiset virtaamavaihtelut ovat myös selvästi tasaisempia kuin Kemijoessa. Tämän vuoksi Kymijoki kuljettaa runsaasti leville välittömästi käyttökelpoista nitraattityppeä Suomenlahteen ympäri vuoden.

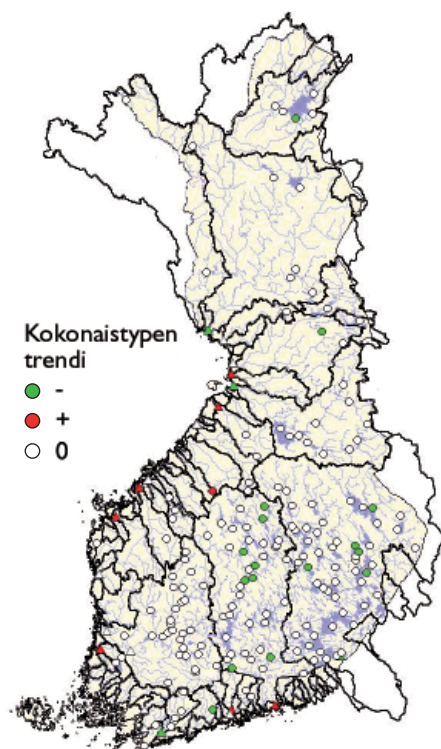
6.1.2

Ajallinen vaihtelu

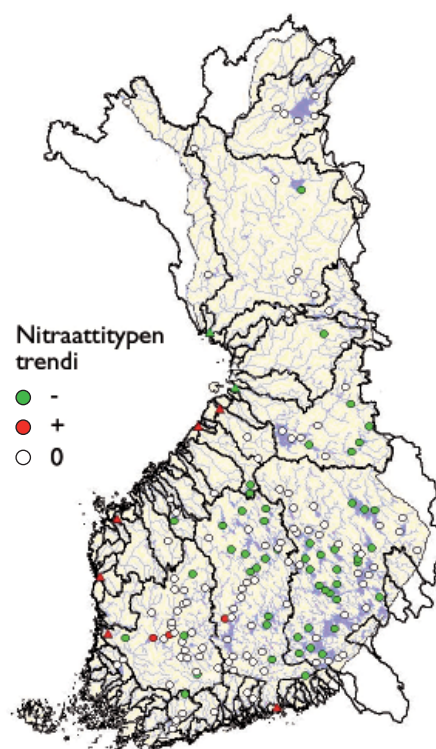
Valtakunnallisesti seurattujen 174 järven tyyppi- ja fosforijakeiden pitkäaikaistrendejä (v. 1975–2000) selvittäneen tutkimuksen mukaan kokonaistyyppi-pitoisuudet ovat olleet tilastollisesti merkitsevästi laskussa 16 järvipaikalla ja nousussa vain yhdellä paikalla (Räike ym. 2003, kuva 14). Kokonaistypen laskevan trendin selittää osittain 1990-luvun alusta jatkunut pistemäisen tyyppikuormituksen lasku. Lasku johtuu pitkälti nitraattitypen laskevista trendeistä (53 paikkaa, kuva 15), mikä puolestaan johtuu erityisesti typen ilmalaskeuman vähenemisestä, mutta osin mahdollisesti myös hajakuormituksen, erityisesti metsätalouden nitraattihuutoumien vähenemisestä (Rekolainen ym. 2002).

Toisin kuin järvissä jokivesien kokonaistyyppi-pitoisuuksien muutostrendi oli nousuvaltainen: lasku oli havaittavissa neljässä joessa ja nousu seitsemässä joessa (kuva 15). Laskevat trendit havaittiin pistekuormitetuissa joissa ja nousevat lähinnä pienehköissä hajakuormitetuissa joissa. Hajakuormitetuilla alueilla vuotuinen nousu oli usein voimakasta, esimerkiksi Porvoonjoessa koko 1975–2000 jaksolle tasaisesti jaettuna 38 µg/L/a ja Eurajoessa 23 µg/L/a.

Joissa ei havaittu järvien kaltaista nitraattityppi-pitoisuuksien laajamittaista laskevaa trendiä, vaan pitoisuudet laskivat vain kahdessa ja nousivat kuudessa joessa (kuva 15). Nousevat nitraattitrendit keskittyivät Pohjanmaan vähäjärvisille valuma-alueille.



Kuva 14. Suomen pintavesien kokonaistyyppitrendit 1975–2000. Ympyrä = järvihavaintopaikka, kolmio = joki-havaintopaikka.



Kuva 15. Suomen pintavesien nitraattityypipitoisuustrendit 1975–2000. Ympyrä = järvihavaintopaikka, kolmio = jokihavaintopaikka.

6.2

Merialueet

6.2.1

Alueellinen vaihtelu

Typen pitoisuuksien säännöllisesti seurattavista jakeista rehevöittävää vaikutusta kuvaa parhaiten epäorgaanisen typen kokonaispitoisuus eli nitraatti-, nitriitti- ja ammoniumtypen ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) pitoisuuksien summa. Itämeressä epäorgaaninen typpi muodostaa karkeasti noin puolet kokonaistypestä. Loppu on suurimmaksi osaksi liuennta orgaanista tyypeä, joka on pääosin biologisesti varsin inaktiivista ja josta suurin osa hajoaa hyvin hitaasti. Etenkään lyhyen viipyvän rannikkovesissä liuennta orgaaninen typpi ei ole kovin merkittävä rehevöittäjä (kasvibiomassan tuotannon lisääjä). Talviaikaiset epäorgaanisten ravinteiden pitoisuudet sekä kahden keskeisimmän perustuotantoa säätelevän ravinteen, typen ja fosforin, suhteet kuvaavat hyvin kevään levä-tuotantopotentiaalia ja -biomassoja. Lisäksi talven ravinnemäärien ja typpi/fosfori-suhteen avulla voidaan arvioida kesän tyypeä sitovien sinilevien kasvuedellytyksiä.

Itämeressä typen ja fosforin ekosysteemikierrot ovat kiinteässä vuorovaikutuksessa keskenään (Vahtera ym. 2007). Rehevöittävien vaikutusten arvioinnin kannalta typen pitoisuuksien alueellisia jakaumia ja ajan suhteen tapahtuneita muutoksia ei voi tarkastella ilman, että samassa yhteydessä tarkastellaan fosforin ja typpi/fosfori-suhteen vastaavia muutoksia.

Suomea ympäröivän avoimen Itämeren pintakerroksessa epäorgaanisen typen pitoisuudet ovat talvisin tyypillisesti 50–200 $\mu\text{g/L}$ (Perttilä ym. 1995, Pitkänen ym. 2001, HELCOM 2002, Kauppila ym. 2004). Pohjanlahdella ja Suomenlahdella pitoisuudet kasvavat kohti pohjoista ja itää samalla kun suolaisuus laskee, koska jokivesissä typpipitoisuus on korkeampi kuin Itämeren pääaltaassa. Selkämeren, pohjoisen Itämeren, läntisimmän Suomenlahden ja uloimman Saaristomeren pitoisuudet ovat 50–100 $\mu\text{g/L}$. Perämerellä ja itäisellä Suomenlahdella taso on 100–200 $\mu\text{g/L}$ ja itäisimmällä Suomenlahdella Nevan vaikutuspiirissä 200–300 $\mu\text{g/L}$. Pitoisuudet kasvavat avomereltä rannikoille ja erityisesti kohti jokisuita, joiden edustoilla pitoisuudet ovat talvisin 200–600 $\mu\text{g/L}$. Rannikkovesiemme laajin alue, jossa pintakerroksen epäorgaanisen typen pitoi-

suus ylittää yli 200 µg/L kattaa koko Saaristomeren sisä- ja välisaariston.

Epäorgaanisen fosforin (= fosfaattifosfori, $\text{PO}_4\text{-P}$) pitoisuus vaihtelee suhteellisesti huomattavasti tyypeä enemmän. Suurimmat avomeripitoisuudet 30–40 µg/L mitataan keskeiseltä ja itäiseltä Suomenlahdelta, kun taas avoimella Perämerellä epäorgaanisen fosforin pitoisuus on vain 2–3 µg/L (Perttilä ym. 1995, Pitkänen ym. 2001, HELCOM 2002, Kauppila ym. 2004). Toisin kuin typen kohdalla, fosforipitoisuuden muutokset avomerellä eivät juurikaan noudata jokiveden ja meriveden suhdetta, vaan jakautumista näyttää pääasiassa selittävän fosforin liikkuminen sedimentin ja veden välillä: Perämeren olosuhteissa pohjasedimentti kykenee sitomaan fosforia tehokkaasti, mutta Suomenlahdella sitomiskyky on hyvin heikko (Lehtoranta 2003). Rannikkovesissä myös fosforipitoisuudet kasvavat kohti kuormituslähteitä. Suomenlahdella avomeren fosforipitoisuus on kuitenkin sedimentistä vapautuvan ”sisäisen kuormituksen” vaikutuksesta siinä määrin kohonnut, ettei pitoisuuden kasvua rannikolta ulkomerelle voi sisimpiä saaristoalueita lukuun ottamatta havaita.

Pitoisuudet kuvaavat kevään levätuotannon potentiaalia suoraan vain silloin kun sekä tyyppiä että fosforia on käytettävissä levien kannalta suunnilleen optimaalisessa painosuhteessa 7,2 (ns. Redfield-suhde). Avoimella Perämerellä suhde on korkea, yli 30, ja alhainen fosforipitoisuus rajoittaa perustuotantoa ja pitää levämäärän (*a*-klorofylli) pienenä. Erällä jokisuiden lähialueilla ravannesuhde laskee jopa alle 10:een, mikä merkitsee sitä, että myös tyypivarat päätyvät keväällä levien käyttöön. Avomeren ”ylimääräinen” tyyppi jää veteen ja kulkeutuu vähitellen Selkämerelle. Avoimella Selkämerellä ravannesuhde on lähellä levätuotannon optimia (5–10), mutta koska sekä typen että fosforin pitoisuudet ovat suhteellisen pieniä, eivät levämääräkään nouse kovin suuriksi.

Suurimassa osassa Saaristomerta sekä pohjoisella Itämerellä ja läntisellä Suomenlahdella ravannesuhde on alle 5. Tämän vuoksi tyyppi selvästi rajoittaa kevään levätuotantoa ja fosforia jää ”ylimäärin” liunneena veteen. Koska tyyppiä on tarjolla 2–3-kertainen määrä Selkämereen verrattuna, myös kevään levätuotanto on huomattavasti Selkämeren korkeampi. Itäisellä Suomenlahdella ravannesuhde on Nevan tuoman typpikuormituksen vuoksi suhteellisen lähellä optimia (5–10), kun taas itäisimmällä Suomenlahdella, Nevan välittömällä vaikutusalueella tyyppiä on runsaasti ylimäärin. Alue kuuluu Itämeren rehevimpiin ja levämäärät ovat korkeita läpi koko kasvukauden Nevan ja Pietarin aiheuttaman ravinnekuormituksen seurauksena (Pitkänen ja Tamminen 1995).

Ravannesuhteita ja niiden rehevöittävää merkitystä tarkastellaan lähemmin luvussa 5.3.

6.2.2

Ajallinen vaihtelu

Typen ja fosforin pitoisuudet ja suhteet ovat muuttuneet Suomea ympäröivillä rannikkovesialueilla viimeisten 30 vuoden aikana (kuva 16). 1980-luvulta alkaen typen kehitys on ollut keskimäärin muuttumaton tai laskeva, kun taas fosforin kehitystrendit ovat olleet pääsoin nousevia, erityisesti 1990-luvulta alkaen. Koillisella Perämerellä fosforipitoisuus on alueen kuormituksen vähentymisen myötä kuitenkin laskenut. Erityisen selkeää fosforipitoisuuden kasvu on ollut Suomenlahdella ja Saaristomerellä huolimatta siitä, että Suomenlahden fosforikuormitus on voimakkaasti laskenut samaan aikaan (kuva 17).

Suomenlahden fosforipitoisuuden kasvu on seurausta ”sisäisestä kuormituksesta” ja se on heijastunut kesän leväbiomassojen kasvuna sekä Suomenlahdella että Saaristomerellä (kuva 16). Suomenlahden avomeren ja rannikkovesien typpipitoisuus on puolestaan samaan aikaan laskenut, mikä ainakin osittain liittyyne merialueen typpikuormituksen laskuun (kuvat 17 ja 18). Käsitystä tukee erityisesti se, että avomerellä pitoisuuden aleneminen on ollut voimakkainta idässä, lähimpänä Nevaa, joka on merialueen suurin yksittäinen typpilähde ja jossa suurin kuormitusvähennys tapahtui 1980- ja 1990-lukujen taitteessa. Raateoan ym. (2005) mukaan läntisen Suomenlahden rannikkovesien keväisten planktonbiomassojen alenemisesta voidaan selittää typen talvipitoisuuksien alenemisella.

6.2.3

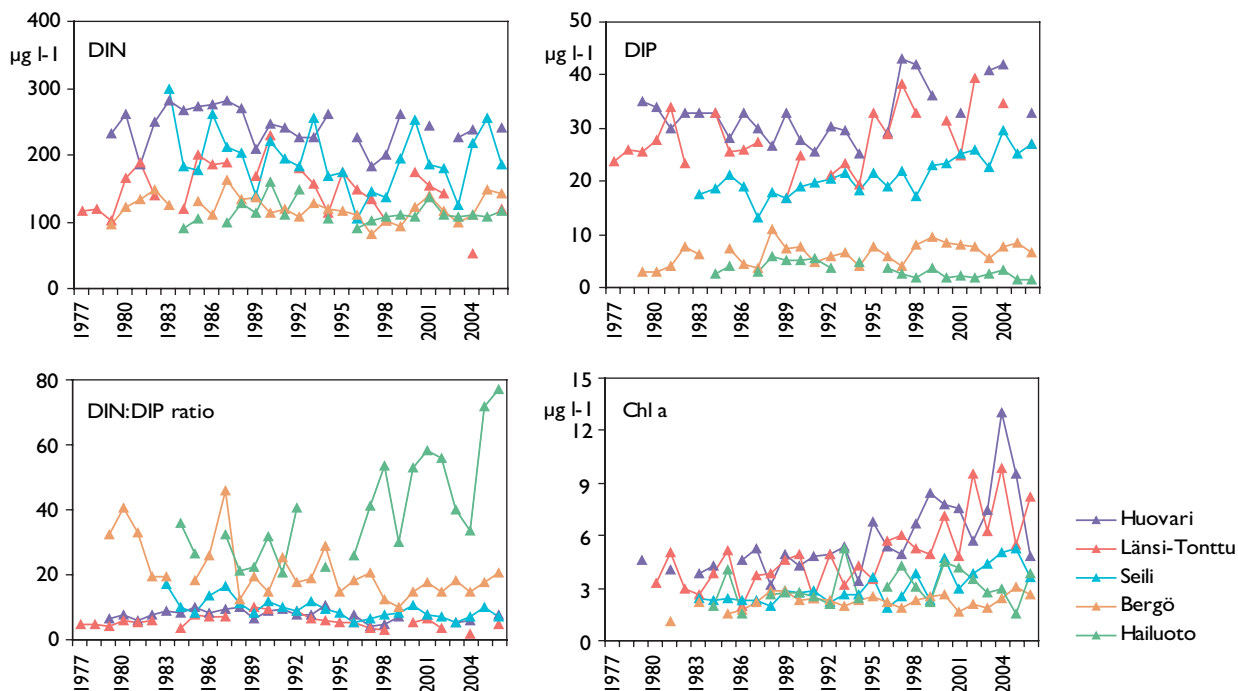
Johtopäätökset

Suomenlahden ”sisäisen kuormituksen” noidankhä alkaa runsaasta kevätutuotannosta, joka pohjalle vajotessaan kuluttaa sekä veden happivarat että mm. hapettuneen raudan yhdisteet sedimentin pintakerroksesta. Tämän seurauksena pohjasedimentin kyky pidättää fosforia häviää ja veteen vapautuu hyvin suuria fosforimääriä sekä myös merkittäviä määriä rehevöittävää ammoniumtyyppiä. Tässä ns. sisäisen kuormituksen prosessissa meren typpikuormitus välillisesti laukaisee fosforin vapautumisen pohjasedimentistä. Fosforin ylimäärä vedessä kasvaa ja aiheuttaa keski- ja loppukesällä ilmakehän tyyppiä sitovien sinilevien massatuotannon. Tässä prosessissa fosforin runsas saatavuus lisää leville käyttökelpoisen typen siirtymistä meriekosysteemiin (kts. Vahtera ym. 2007). Itämeren

kaltaisella merialueella typen ja fosforin vaikuttavuutta rehevöitymiseen ei voi erottaa toisistaan.

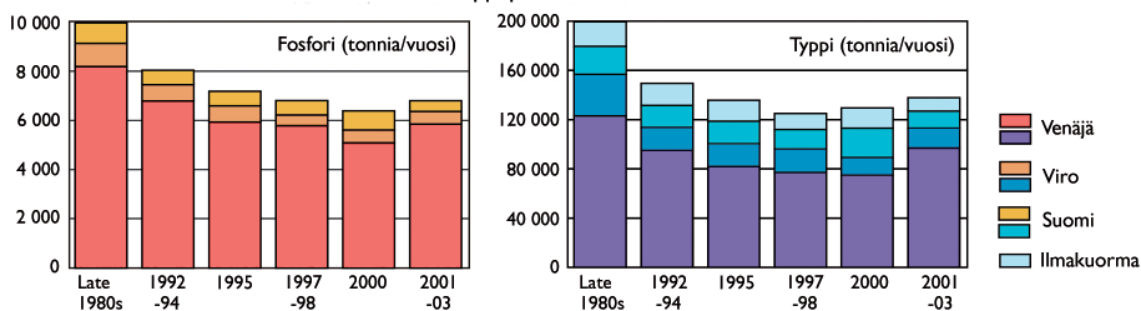
Vaikka sisäiset prosessit säätelevät suvereenisti rehevöitymistä muutaman vuoden perspektiivillä, voidaan ravinteiden saatavuuteen pitkällä aikavälillä vaikuttaa sekä typen että fosforin päästöjä leikkaamalla. Kotimaiset päästöleikkaukset pa-

rantavat omien rannikkovesiemme tilaa lähinnä päästölähteiden läheisyydessä. Laajemmin rannikkovesien ja avomeren tilan paranemiseen tarvitaan koko Itämeren valuma-alueen suurimpiin päästölähteisiin kohdistettuja typpi- ja fosforipäästöjä voimakkaasti pienentäviä vesiensuojelutoimia (Pitkänen ja Tallberg 2007).

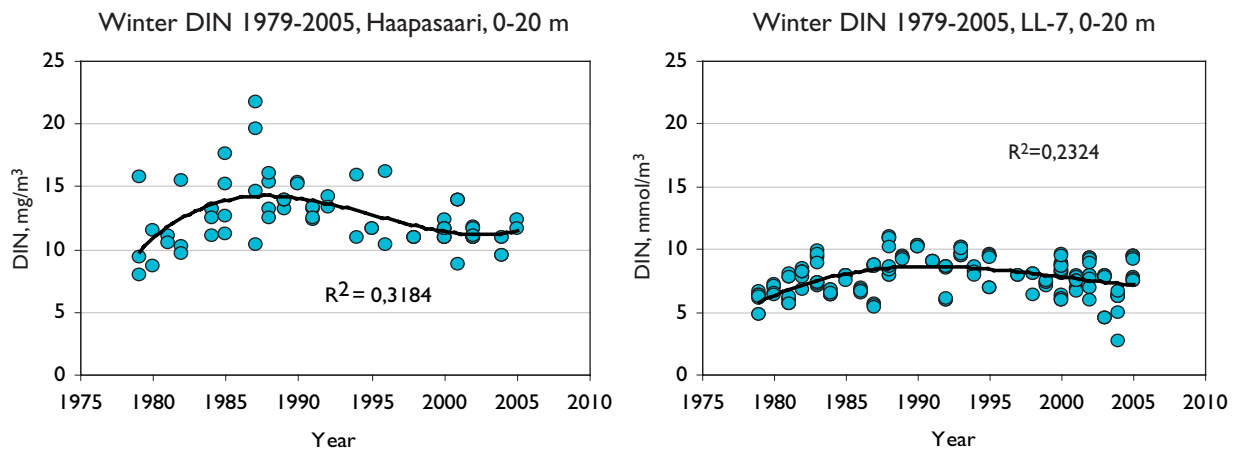


Kuva 16. Epäorgaanisen typen (DIN), epäorgaanisen fosforin (DIP), epäorgaanisen typpi/fosfori-suhteen (DIN:DIP ratio) ja α -klorofyllin (CHL a) talviaikainen (helmi-maaliskuu) kehitys 1–5 metrin syvyydellä eräillä rannikon intensiiviasemilla. Huovari (itäinen Suomenlahti), Länsi-Tonttu (Helsingin edusta), Seili (Saaristomeri), Bergö (pohjoinen Selkämeri) ja Hailuoto (koillinen Perämeri) (Aineisto: SYKE:n PIVET-tietokanta).

Suomenlahden ravinnekuormitus 1980-luvun loppupuolelta vuoteen 2003



Kuva 17. Suomenlahden kokonaistyppi- ja fosforikuormituksen kehitys 1980-luvun lopulta vuosiin 2001–2003 (Lähde: Pitkänen, H., Kuosa, H. & Raateoja, M. Response of winter nutrient storage and vernal phytoplankton biomass to decreased external nitrogen load in the eutrophied Gulf of Finland, Baltic Sea. Esitelmä EUTRO 2006 -seminaarissa, Pitkänen ja Tallberg 2007).



Kuva 18. Suomenlahden avomeren talviaikaisen epäorgaanisen typpipitoisuuden kehittyminen vuosina 1979–2005 itäisellä (Haapasaari) ja keskeisellä (LL-7) Suomenlahdella. (Lähde: Pitkänen, H., Kuosa, H. & Raateoja, M. Response of winter nutrient storage and vernal phytoplankton biomass to decreased external nitrogen load in the eutrophied Gulf of Finland, Baltic Sea. Esitelmä EUTRO 2006 -seminaarissa. Aineisto: MTL:n ja SYKEN tietokannat).

7 Typpikuormitus

7.1

Kokonaiskuormitus

Ravinteita kulkeutuu pintavesiin sekä luonnonhuuhtoumana että ihmisperäisistä eli antropogeenisistä lähteistä. Kuormitus-sana liitetään usein vain ihmisperäisiin ravinnelähteisiin. Luonnonhuuhtouma aiheuttaa pintavesin luonnollisen perustilan, vertailutilan. Ihmisperäinen kuormitus aiheuttaa vesien haitalliseksi koettua rehevöitymistä. Ihmisperäisen kuormituksen määrään voidaan puuttua monin keinoin, luonnonhuuhtouman määrään ei mitenkään.

Ihmisperäisistä lähteistä ravinteita (typpeä ja fosforia) kulkeutuu vesistöihin pistemäisenä kuormituksena, hajakuormituksena ja ilmalaskeumana (taulukko 1, kuvat 19 ja 20). Pistemäistä ravinne-

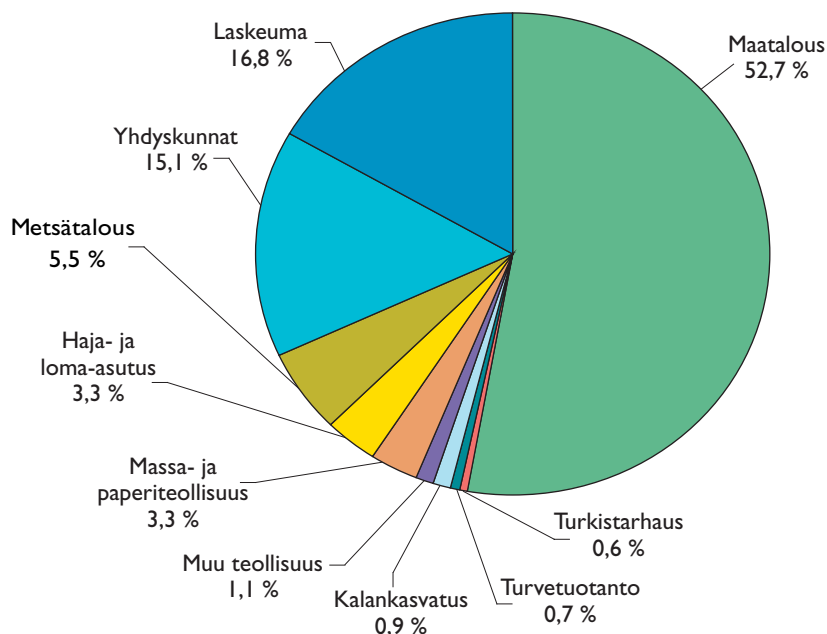
kuormitusta aiheuttavat lähinnä teollisuuden ja yhdyskuntien jätevedet sekä kalankasvatus. Hajakuormitus koostuu maa- ja metsätalouden sekä haja-asutuksen päästöistä. Laskeuman (märkä- ja kuivalaskeuma) alkuperäiset lähteet ovat liikenteessä ja energiantuotannossa, osin myös maataloudessa (karjanlannan ammoniakkin vapautuminen ilmakehään).

Pintavesiin kohdistuvasta ihmisperäisestä typpi-kuormituksesta runsaat 20 % on lähtöisin pistekuormituksesta, runsaat 60 % hajakuormituksesta ja vajaat 20 % ilmalaskeumasta. Yhdyskunnat on selvästi merkittävin typen pistekuormittaja. Hajakuormittajista merkittävin on maatalous, jonka typpi-kuormitus on noin 10-kertainen metsätalouteen nähden. Maatalousalueiden osuus Suomen pinta-alasta on vain 8 %, joten maatalouden suuri

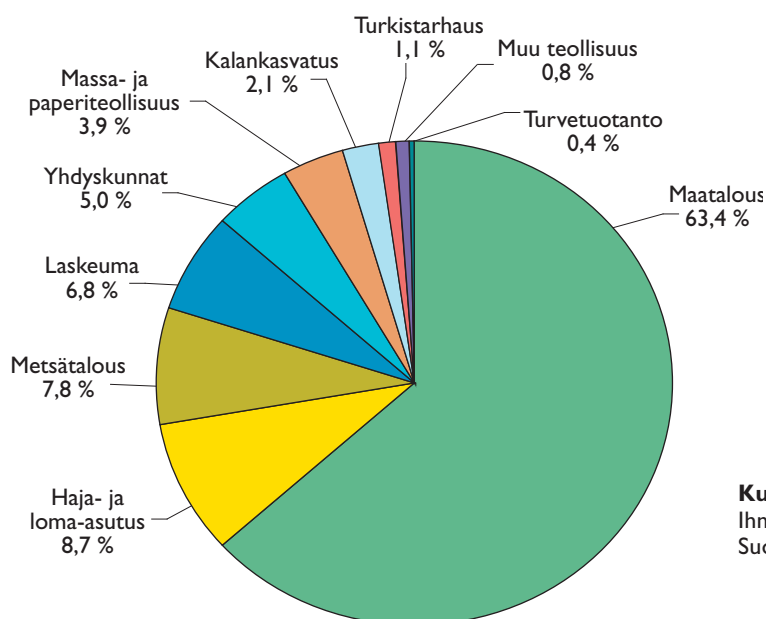
Taulukko 1. Fosforin ja typen ihmisperäinen kuormitus Suomen pintavesiin v. 2005, tonnia vuodessa = t/a = t/v. Taulukointi sisältää myös merialueille kohdistuvan kuormituksen, joten lukuarvot eroavat kuvan 3 sisävesien typpitaseluvuista.

Päästölähteet	Fosfori t/a	Typpi t/a	Fosfori %	Typpi %
Pistemäinen kuormitus				
Massa- ja paperiteollisuus	161	2 483	3,9	3,3
Muu teollisuus	32	852	0,8	1,1
Yhdyskunnat	206	11 354	5,0	15,1
Kalankasvatus	85	688	2,1	0,9
Turkistarhaus	45	430	1,1	0,6
Turvetuotanto	17	500	0,4	0,7
Pistemäinen kuormitus yhteensä	546	16 307	13,3	21,7
Hajakuormitus				
Maatalous	2 600	39 500	63,4	52,7
Haja-asutus	355	2 500	8,7	3,3
Metsätalous	320	4 100	7,8	5,5
Hajakuormitus yhteensä	3 275	46 100	79,9	61,5
Laskeuma	280	12 600	6,8	16,8
Kuormitus yhteensä	4 101	75 007	100,0	100,0

Teollisuuden, kalankasvatuksen ja yhdyskuntien päästöt v. 2005. Tiedot perustuvat VAHTI-tietojärjestelmän tietoihin 17.10.2006. Muut päästölähteet ja luonnon huuhtouma SYKEN laskema arvio.



Kuva 19.
Ihmisperäinen typpikuormitus
Suomen pintavesiin v. 2005



Kuva 20.
Ihmisperäinen fosforikuormitus
Suomen pintavesiin v. 2005.

typpikuormitus kohdistuu varsin suppeille alueille Lounais- ja Länsi-Suomessa sekä Uudellamaalla (kuva 27). Talousmetsät kattavat noin kaksi kolmannesta Suomen maa-alasta, joten metsätalouden suhteellisen vähäinen typpikuormitus jakaantuu huomattavasti maataloutta laajemmalle alueelle (kuva 29).

Typen luonnonhuuhtoumaksi on arvioitu keskimäärin 44 000 t/a (kuva 3), mikä on noin 60 % ihmisperäisestä kuormituksesta (75 000 t/a, taulukko 1). Fosforin luonnonhuuhtoumaksi on arvioitu 2 700 t/a eli noin 66 % ihmisperäisestä kuormituksesta (4 100 t/a). Luonnonhuuhtouman ja taulukon

1 ihmisperäisen kuormituksen suuruuksia verratessa huomataan, että ihminen on lisännyt Suomen pintavesiin kohdistuvaa typpikuormaa noin 170 % ja fosforikuormaa noin 150 % yli alkuperäisen lähtötason. Typen ja fosforin ihmisperäinen lisäkuormitus on siten hieman ”vääristynyt” suhteessa luonnolliseen kuormitukseen. Typen tehostettu poisto tasoittaisi hieman ravinteiden ihmisperäisen lisäkuormituksen suhdetta lähemmäksi alkuperäistä tilannetta.

Pistemäinen kuormitus

Yhdyskunnat

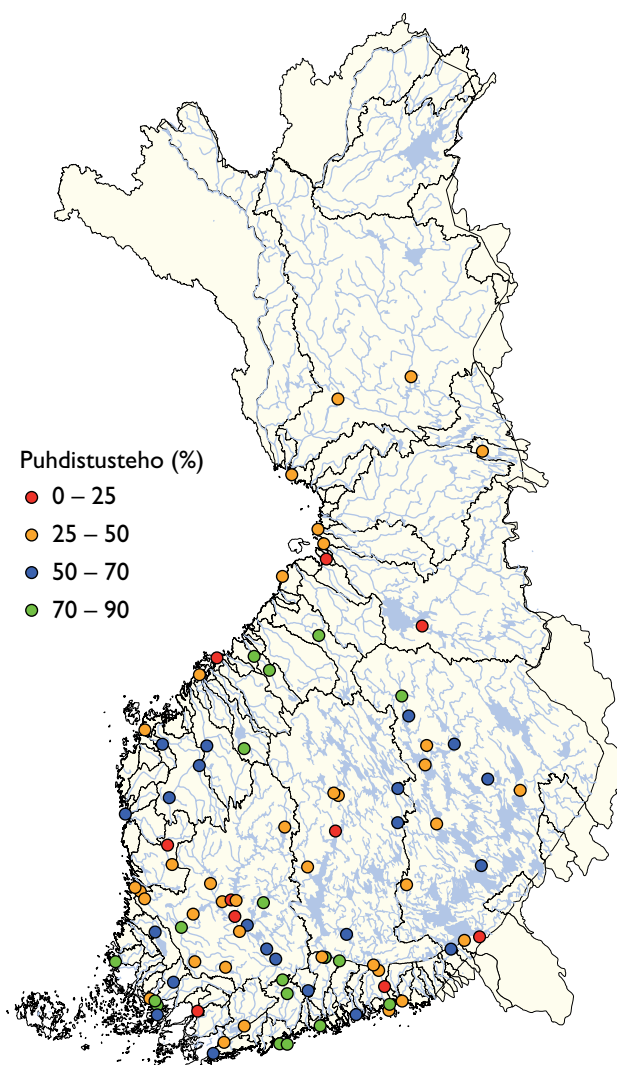
Vuonna 2005 Suomessa oli 89 jätevedenpuhdistamoa, joiden asukasvastineluku (avl) oli yli 10 000 (kuva 21). Asukasvastinelukuun lasketaan mukaan teollisuudesta, julkisista rakennuksista, ym. vastaavista laitoksista peräisin oleva jätevesikuormitus orgaanisen aineen perusteella. Orgaanista ainetta mitataan biologisena hapenkulutuksena (BOD_7). Yksi asukasvastineluku vastaa 70 grammaa BOD_7 :ää vuorokaudessa. Yhdyskuntajätevesidirektiivin ja valtioneuvoston asetuksen (888/2006) vaatimukset jätevesien käsittelystä koskevat typen osalta vain yli 10 000 avl:n laitoksia. Fosforin osalta pitoisuus- ja poistotehovaatimukset koskevat myös pienempiä laitoksia.

Vuonna 2005 yli 10 000 avl:n yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilta lähtevän typpikuormituksen (9 000 t) osuus oli hieman alle 80 % kaikkien ympäristöluvan alaisten yhdyskuntapuhdistamoiden (> 100 avl, yhteensä 460 laitosta) typpikuormituksesta (11 354 t). Yli 10 000 avl:n laitokset kattoivat tuolloin 55 % koko maan pistemäisestä typpikuormituksesta ja 12 % kaikesta ihmisperäisestä typpikuormituksesta.

Vuonna 2005 yli 10 000 avl:n puhdistamoista 18 poisti typpeä vähintään 70 % teholla, ja alle 40 % tehoon jäi 38 puhdistamoa (kuva 21, liite 1). Tehokaimmat typenpoistolaitokset sijaitsivat ensisijaisesti rannikon tuntumassa, joskin myös rannikolla jätettiin paikoin alle 70 % puhdistustehon. Yli 10 000 avl:n laitosten typenpoistoteho (kaikille puhdistamoille yhteensä tuleva vs. lähtevä typpimäärä) oli v. 2005 noin 56 %. Kaikkien yli 100 avl:n laitosten typenpoistoteho oli hieman pienempi, 53,6 % (kuvat 22 ja 24). Yli 10 000 avl:n laitosten typenpoistoteho oli selvästi alempi, mikäli teho laskettiin kaikille laitoksille tulevien ja lähtevien typpimäärien sijaan puhdistamokohtaisten tunnuslukujen jakaumasta (keskiarvo 48 %, mediaani 48 %).

Suomen viemäroidyillä alueilla asuvien asukkaiden jätevesistä 40 % johdettiin vähintään 60-prosenttisesti typpeä poistavalle laitokselle vuonna 2005. Loput jätevedet puhdistettiin biologiskemiallisesti (kuva 23).

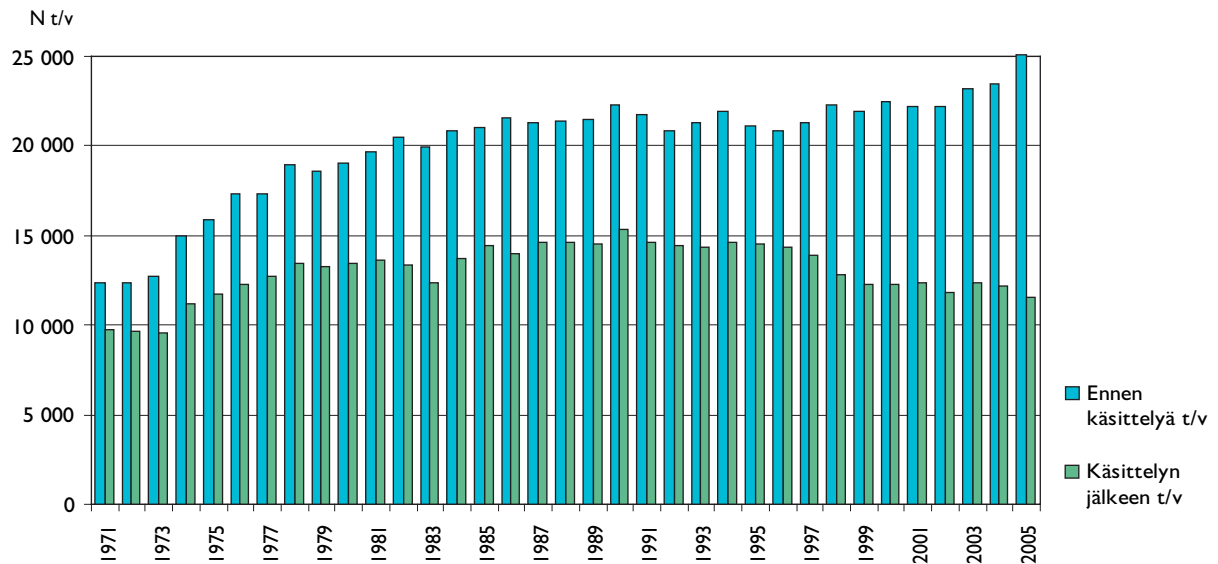
Laitosten varustelutaso vaihteli paljon vuonna 2005. Parhaiten typpeä poistava Helsingin Viikinmäen laitos (poistoteho 89 %) oli biologiskemiallinen DN-prosessi täydennettynä biologisella jälkisuodatuksella. Sen automaatiojärjestelmä on



Kuva 21. Suomen yli 10 000 avl:n jätevedenpuhdistamoiden sijainti ja typenpoistoteho v. 2005. Puhdistamot on esitetty yksilöityinä liitteessä I.

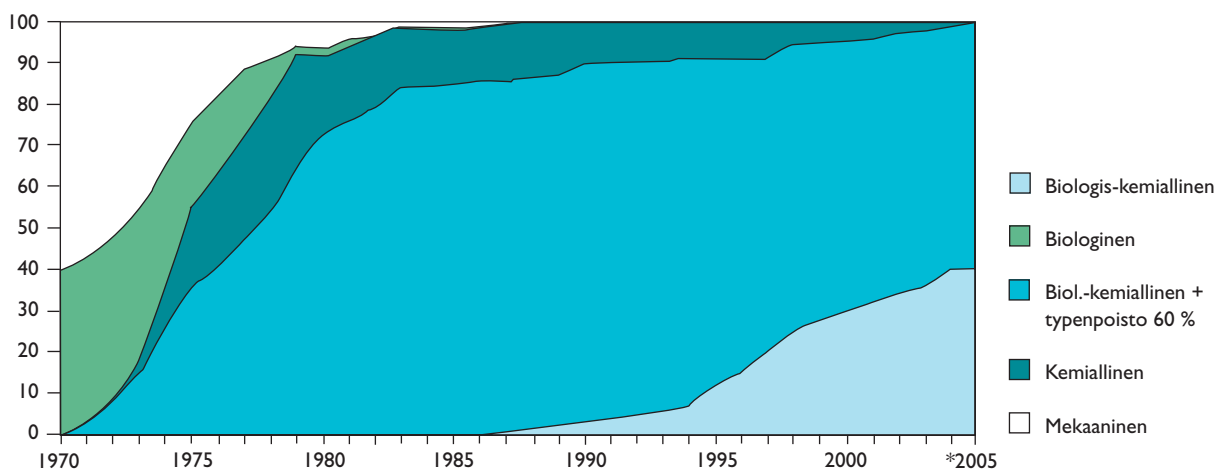
kehitetty niin pitkälle, että 90 % typenpoisto on mahdollista. Heikoiten typpeä poistavat laitokset ovat tavanomaisia biologiskemiallisia laitoksia, jotka on suunniteltu poistamaan orgaanista ainetta ja fosforia. Biologiskemiallisista laitoksista jotkut voivat nitrifioida (muuntaa ammoniumtyppeä nitraattitypeksi) osan vuotta, mistä johtuen ne voivat poistaa myös typpeä enemmän kuin pelkkä orgaanisen aineen poisto kuluttaisi. Mitä suuremmat altaat näissä laitoksissa on suhteessa tulovirtaamaan, sitä paremmat mahdollisuudet niillä on nitrifikaatioon ja osittaiseen typenpoistoon. Toisaalta usein automaation taso on niin alhainen, että ympärivuotinen typenpoisto ei niissä onnistu.

Yhdyskuntien jätevesipuhdistamoilla orgaanisen aineksen (BHK_7) ja fosforin tehostettu poisto alkoi jo 1970-luvulla, ja molempien puhdistusteho on ollut Suomessa selvästi yli 90 % 1990-luvun puolivälistä alkaen. Orgaanisen aineksen ja fosforin puhdistusteho on käytännössä saavuttanut

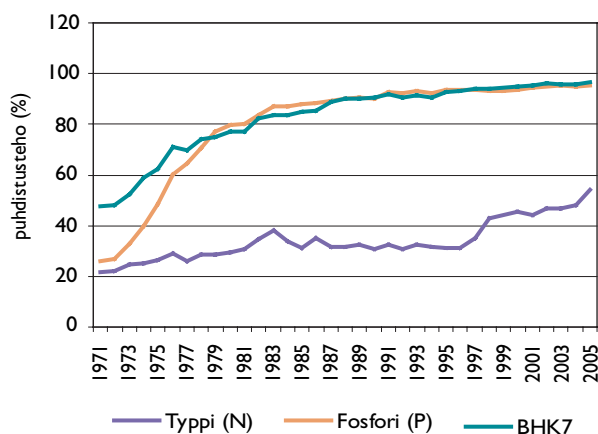


Kuva 22. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoille tulevan ja lähtevän typpikuormituksen kehittyminen 1971–2005. Aineisto sisältää myös alle 10 000 avl:n puhdistamot.

%-osuus viemärlaitoksiin liittyneistä



Kuva 23. Yhdyskuntajätevesien käsittelymenetelmät viemäriin liittyneiden asukkaiden lukumäärään suhteutettuna. Kuva sisältää myös alle 10 000 avl:n puhdistamot.



Kuva 24. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden orgaanisen aineen (BHK₇), fosforin ja typen puhdistustehon kehittyminen 1971–2005.

lakipisteen, mutta 1990-luvun lopulla alkanut typenpoiston tehostuminen on jatkunut ja jatkuu yhä kansallisten ja kansainvälisten tavoitteiden ja ohjauskeinojen puitteissa (kuva 24).

Vuonna 2006 typenpoistovaatimus oli sisällytetty 44 ympäristölupaan. Näistä 35:ssä oli 50–70 % typenpoistovaatimus/tavoite tai tietty jäännöspitoisuus (yleensä 20 mg/L). Yhdeksässä luvassa oli maininta poistaa typpeä mahdollisimman tehokkaasti tai mahdollisimman hyvin. Typpimääräystä ei ollut mainittu 23 luvassa, ja 21 luvan nykytilanteesta ei ollut tarkempaa tietoa. Typpiluvan tarkistus on tehtävä v. 2010 mennessä 25 laitoksella ja v. 2011–2016 aikana 43 laitoksella.

Muu pistekuormitus

Yhdyskunnat on selvästi kahta muuta merkittävää pistekuormittajaa – teollisuutta ja kalankasvatusta – suurempi typpikuormittaja (kuva 25). Teollisuuden typpikuormitus on vähentynyt selvästi 1980-luvulta lähtien. Vuonna 2005 teollisuuden kuormitus oli vajaa kolmannes yhdyskuntien typpikuormituksesta. Massa- ja paperiteollisuus vastaa n. 75-prosenttisesti teollisuuden typpikuormituksesta. Kalankasvatuksen typpikuormitus nousi 1990-luvun alkuun saakka, minkä jälkeen se on laskenut sekä parantuneiden vesiensuojelutoimien että kalankasvatuksen vähenemisen takia. Yhdyskuntien tavoin sekä teollisuuden ja kalankasvatuksen kuormitus kohdistuu vain harvoin kohteisiin. Pistekuormittajien alapuolisten vesialueiden tila on pääosin parantunut selvästi viimeisten kahden vuosikymmenen aikana. Pintavesien yleisen käyttökelpoisuusluokituksen 2000–2003 mukaan lähinnä pistekuormitettujen järvien ja jokiosuuk-sien tila on kuitenkin paikoin vielä tyydyttävä tai jopa huono, ja rannikkovesien laajalti tyydyttävä.

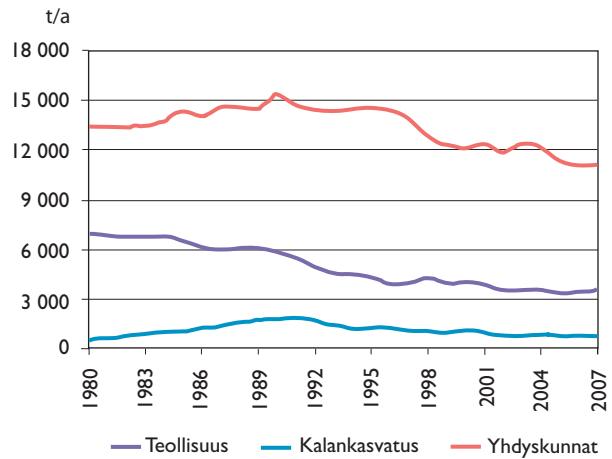
Hajakuormitus

Yleistä

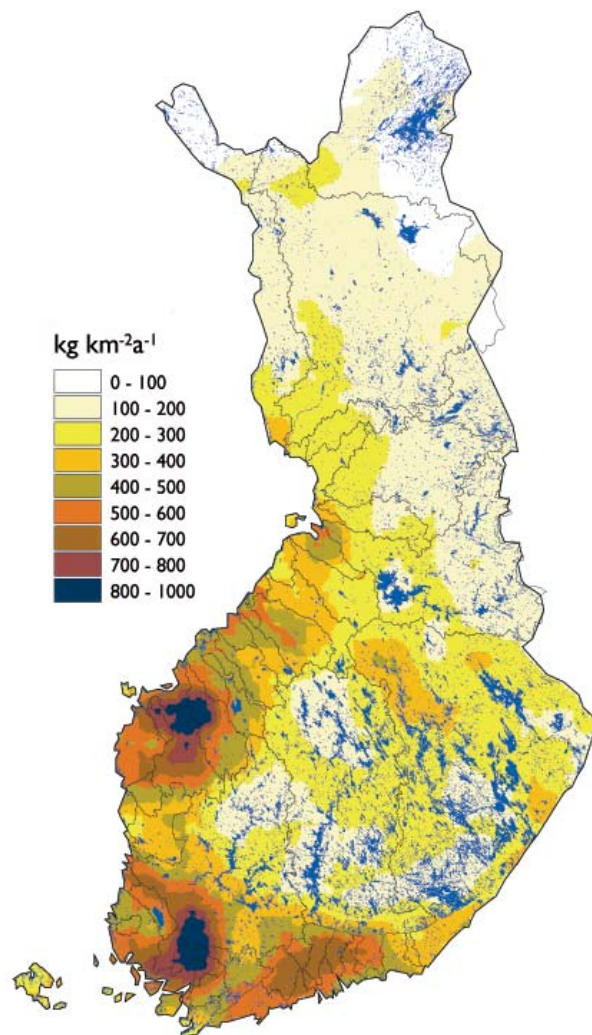
Maa- ja metsätalouden sekä haja-asutuksen haja-kuormitus aiheuttaa yhteensä yli 60 % ihmisperäisestä typpikuormituksesta (taulukko 1). Hajakuormitus keskittyy voimakkaasti maatalousvaltaisille ja tiheästi asutuille vähäjärvisille vesistöalueille (kuvat 26 ja 27). Metsätalouden kuormitus on selvästi maatalouden kuormitusta vähäisempää, ja sen suhteellinen osuus korostuu itään ja pohjoiseen mentäessä (kuva 29).

Maatalous

Maatalouden osuus on noin 50 % ihmistoiminnoista aiheutuvasta typpikuormituksesta ja noin 60 % fosforikuormituksesta. Maatalouden kuormitus kohdistuu voimakkaasti Etelä- ja Lounais-Suomeen ja Pohjanmaalle (kuva 27). Näiltä alueilta typpikuormitus kulkeutuu pienellä aikaviiveellä ja lähes muuttumattomana rannikkovesiin. Myös Ylä-Savossa, osissa Pohjois-Karjalaa ja Kainuuta typpikuormitus on merkittävää. Vesiensuojelun suuntaviivat 2015 -julkaisussa esitetyn arvion

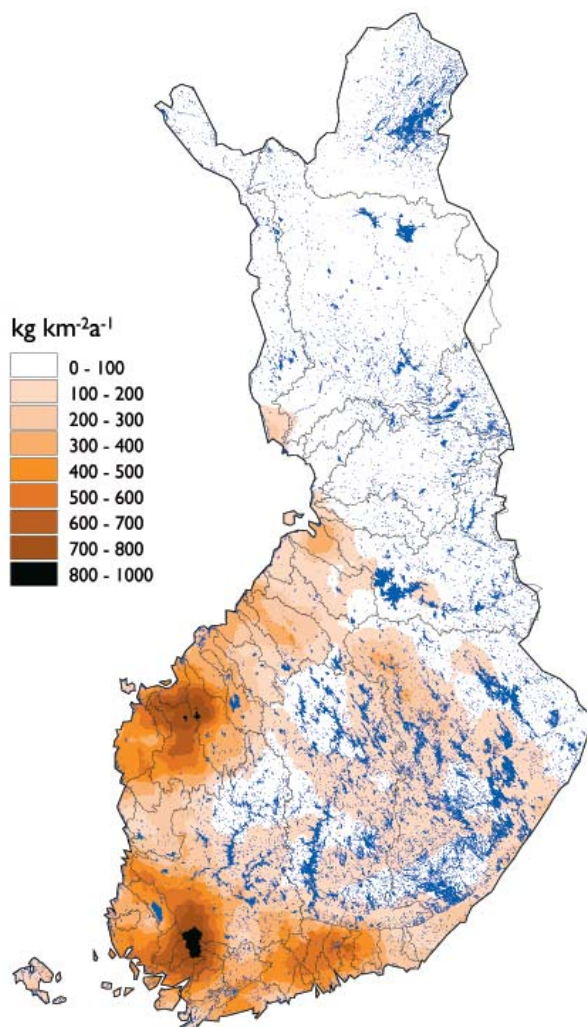


Kuva 25. Typen pistekuormituksen kehittyminen 1980–2005.



Kuva 26. Typpikuormitus maaperästä vesistöihin (Lepistö ym. 2006).

mukaan maatalouden typpikuormitus on 39 500 tonnia/vuosi (taulukko 1). N_EXRET-mallin (kts. liite 4) arvio maatalouden typpikuormituksesta on 45 000 tonnia/vuosi (Lepistö ym. 2006, kuva 27).



Kuva 27. Maatalouden typpikuormitus (Lepistö ym. 2006).

Molempien arvioiden mukaan maatalouden osuus ihmisperäisestä kuormituksesta on noin 50 %.

Maatalouden ympäristötuki on ollut suosittu vesiensuojeluväline viime vuosina. Tuki on lisännyt mm. suojakaistojen määrää ja lannoitteiden käyttö peltohehtaaria kohti on vähentynyt. Maatalouden

kuormituksen suuret luontaiset säatekijöistä johtuvat vaihtelut peittävät helposti mahdolliset vesiensuojelutoimenpiteiden aiheuttamat muutokset kuormituksessa. Pienten valuma-alueiden ja maatalousvaltaisten jokien seurannoissa maatalouden fosfori- ja typpikuormituksessa ei havaittu merkittäviä valumasta riippumattomia vähennyksiä 1990-luvun alun ja 2000-luvun alun välillä. Vuoden 2005 vähenemätavoitteesta (50 %) ollaan maataloudessa selvästi jäljessä ja merkittäviä lisätoimia tarvitaan tavoitteen saavuttamiseksi (Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015).

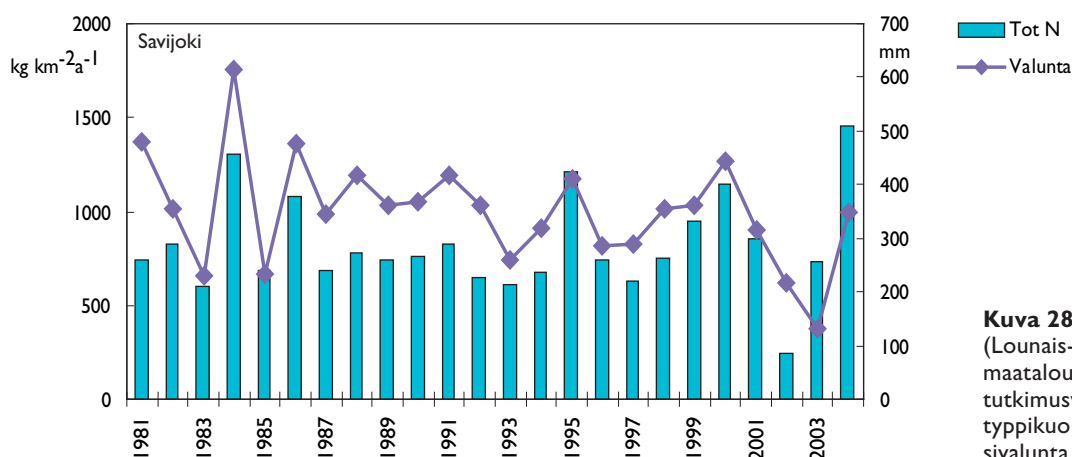
Eräät viimeaikaiset tutkimukset ovat osoittaneet, että ilmaston muuttuminen ja talvisateiden lisääntyminen tulevat todennäköisesti kasvattamaan maatalouden kuormitusta tulevaisuudessa. Typpikuormitus ja valuma korreloivat positiivisesti keskenään eli runsaammat sateet lisäävät typpikuormitusta tulevaisuudessa (kuva 28). Ilmaston muutos oheisilmiöineen luo entistä suurempia paineita maatalouden kuormituksen pienentämiselle (Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 2015).

7.3.3

Muu hajakuormitus

Haja-asutus

Noin miljoona suomalaista eli 19 % väestöstämme asuu kiinteistöissä, joita ei ole liitetty vesihuoltolaitosten viemäriverkostoihin. Pysyvästi asuttuja jätevesijärjestelmällisiä kiinteistöjä on noin 350 000. Lisäksi maassamme on noin 40 000 vapaa-ajan kiinteistöä, joita ei ole liitetty viemäriverkostoihin, mutta niissä on vesikäymälä ja muu vesihuoltoväline. Kaikkiaan haja- ja loma-asutuksen aiheuttaman vesistökuormituksen arvioitiin 1990-luvun alkupuoliskolla olleen noin 9 500 t/a BHK:ta, 2 500 t/a typpeä ja 415 t/a fosforia. Yhden viemäriverkostoon liittämättömän kiinteistön asukkaan aihe-



Kuva 28. Savijoen (Lounais-Suomi) maatalousvaltaisen tutkimusvaluma-alueen typpikuormitus ja vuosisäilyntä 1981–2004.

uttama vesistökuormitus oli siten moninkertainen verkostojen piirissä taajamissa asuvaan verrattuna. Jätevesien käsittely on yhä puutteellista erityisesti vanhimmissa käytössä olevissa rakennuksissa (Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015).

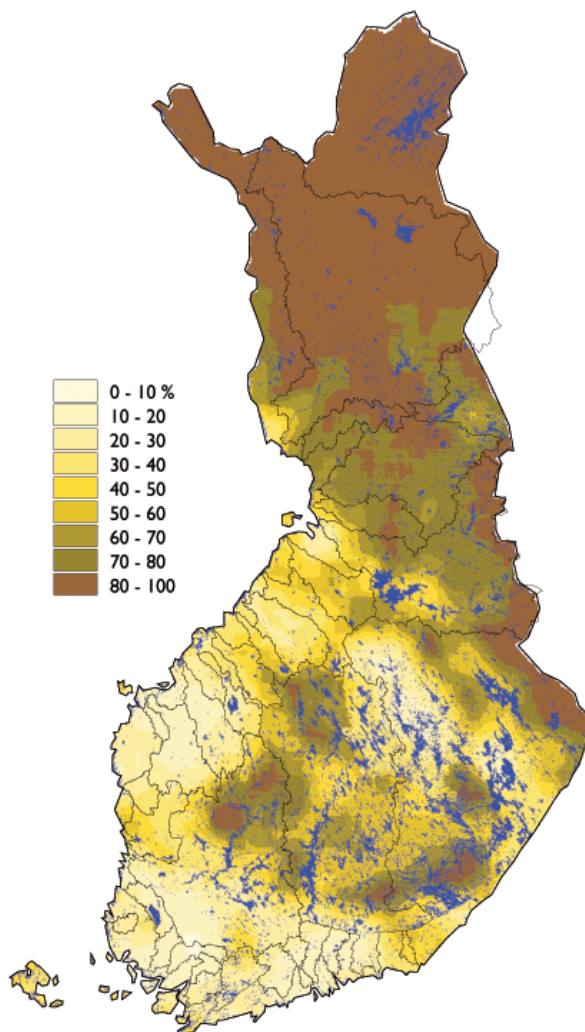
Metsätalous ja luonnonhuuhtouma

Metsätalouden kuormitus ja luonnonhuuhtouma painottuvat vedenjakaja-alueille Keski-Suomeen, Itä-Suomeen, Kainuuseen ja Pohjois-Suomeen (kuva 29). Metsätalouden osuus on runsaat 5 % Suomen pintavesien kohdistuvasta typpikuormituksesta. Metsätalous on Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015 -julkaisussa esitettyjen lukujen perusteella valtakunnan tasolla huomattavasti maataloutta vähäisempi kuormittaja, mutta kuormitus on paljon laaja-alaisempaa ja rehevöittää vedenjakaja-alueiden ja vesistöalueiden latvojen muutoin puhtaina säilyneitä järviä. Esimerkiksi Kainuun laajassa järvitutkimuksessa maatalouden (15 %) ja metsätalouden osuudet (16 %) kokonaiskuormituksesta ovat samaa suuruusluokkaa (Markkanen ym. 2001).

Metsätalouden kuormitusarvioissa on epätarkkuuksia, koska kuormitus koostuu usein lukuisista pinta-alaltaan pienistä toimenpiteistä valuma-alueen eri osissa (hakkuut, maanmuokkaus, kunnostusojitukset, lannoitukset). Arvioita hankaloittavat myös kuormituksen määrän ja keston suuret vaihtelut. Arvioinnit perustuvat yleensä metsätalouden toimenpiteiden tilastotietoihin, ominaiskuormitusarvoihin ja paikkatietoihin toimenpidealueiden sijainnista (esim. Markkanen ym. 2001, Lepistö ym. 2006, Kenttämies ja Mattsson 2006).

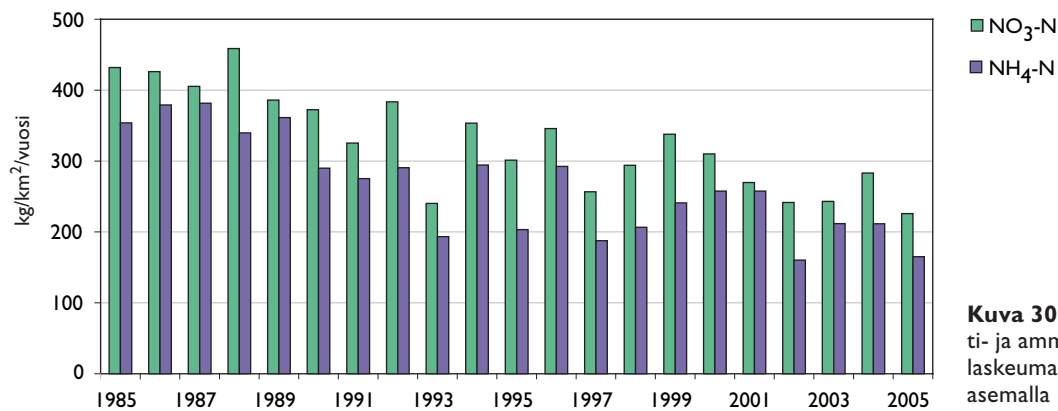
Luonnonhuuhtouma-arviot (32 000–44 000 tonnia/vuosi) vaihtelevat paljon ja ovat tyypillisesti metsätalouden kuormitusarvioita epätarkempia. Luonnonhuuhtouman arviointia hankaloittaa se, että samoilta alueilta tulee lähes aina myös metsätalouden kuormitusta.

Metsätalouden kuormituksen suunta on ollut laskeva, mikä johtuu pääosin metsäojitusten vähentymisestä sekä vesiensuojelutoimenpiteiden lisääntymisestä. Ojitusten vähentyminen on supistanut erityisesti typpikuormitusta. Fosforikuormitus on jonkin verran lisääntynyt turvemaiden fosforilannoituksen kasvun johdosta. Arviot kuormituksen viimeaikaisesta kehityksestä ovat epävarmoja, koska toimenpiteiden vaikutukset näkyvät pitkällä viiveellä. Vuoteen 2005 asetetut ravinnekuormituksen vähentämistavoitteet eivät todennäköisesti ole toteutuneet. Fosforikuormituksen osalta päästiin kuitenkin typpikuormaa lähemmäksi tavoitetta (Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015).

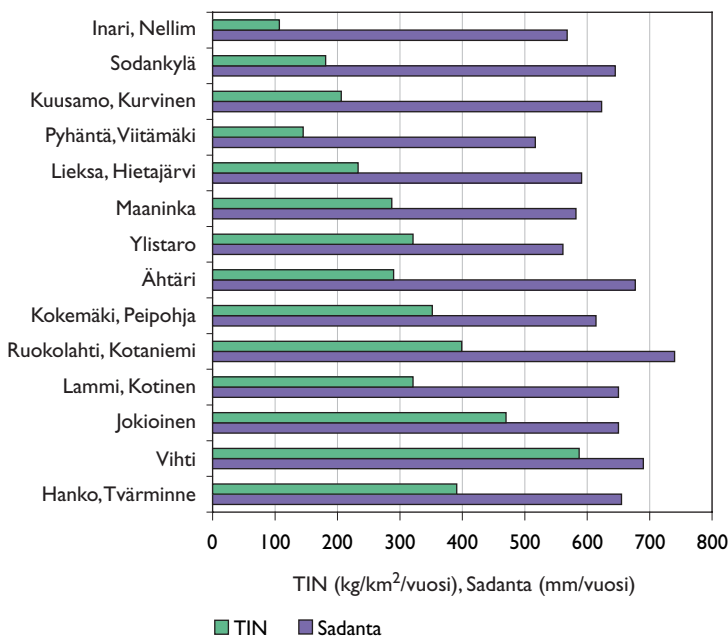


Kuva 29. Luonnonhuuhtouman ja metsätalouden suhteellinen osuus (%) hajakuormituksesta (Lepistö ym. 2006).

Suomen metsiin perustuva hyvinvointi 2015 -raportin (Hetemäki ym. 2006) mukaan puun käyttö teollisuudessa tulee vähenemään ja puun energia-käyttö kasvamaan. Kokonaisuutena puunkäyttömäärä ei merkittävästi muutu. Metsänhoidolliset toimenpiteet (lannoitus, kunnostusojitus) tulevat keskittymään pääosin vain kannattavimmille tuotantoalueille. On ilmeistä, että metsätalouden ravinnekuormitus ei merkittävästi kasva. Metsätalouden aiheuttamaa ravinnekuormitusta voidaan pienentää sekä vaihtoehtoisilla vähemmän kuormittavilla työtavoilla että erityisillä vesiensuojelumenetelmillä. Metsätalouden vesiensuojelu perustuu pääosin suositusluonteisten yleisohjeiden noudattamiseen. Vesistövaikutusten uhka on vain ani harvoin johtanut vesilain mukaisen luvanhakukynnyksen ylittymiseen. Metsätalouden toimenpiteet eivät ole olleet ilmoitusvelvollisuuden piirissä. (Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015).



Kuva 30. Nitraatti- ja ammoniumtypen laskeuma Tvrminnen asemalla 1985–2005.



Kuva 31. Epäorgaanisen typen (TIN = NO₃-N + NH₄-N) laskeuma SYKE:n mittausasemilla sekä asemilla mitattu sademäärä vuonna 2005.

7.4

Laskeuma

7.4.1

Typen ilmapäästöt

Typen ilmapäästöjä Euroopassa on inventoitu ja seurattu YK:n Euroopan talouskomission (UN/ECE) ilman epäpuhtauksien kaukokulkeutumis-sopimuksen alaisessa EMEP-ohjelmassa vuodesta 1980 lähtien. Euroopan typpipäästöt ilmaan kasvoivat 1980-luvun aikana ja olivat korkeimmillaan vuosikymmenen lopussa, jonka jälkeen päästöt ovat vähentyneet. Vuosijaksolla 1990–2000 Euroopan kokonaispäästöt ovat vähentyneet typenoksidien (NO_x) osalta 25 % ja ammoniakkin (NH_x)

osalta 18 % (Löfblad ym. 2004; Vestreng ym. 2006). Suomen osalta vähennykset olivat 21 % ja 13 %. Vuonna 2000 Suomen osuus Euroopan NO_x-päästöistä oli noin 1 % ja NH_x-päästöistä noin 0,5 %. Suomen omien typpipäästöjen osuus Suomeen kohdistuvasta typpilaskeumasta oli vuonna 2000 typenoksideilla 15 % ja ammoniakilla 24 % (Tilastokeskus 2003). Valtaosa maamme typpilaskeumasta on peräisin kaukokulkeutumasta, pääosin lähialueilta Venäjältä ja Baltian maista sekä muualta Itä- ja Keski-Euroopasta. Näillä alueilla typpiyhdisteiden päästöt v. 1990–2000 ovat vähentyneet suhteellisesti enemmän kuin Euroopan kokonaispäästöt, noin 40–50 %.

7.4.2

Laskeuman trendit ja kuormitus 2005

Euroopan typpipäästöjen vähentymisestä johtuen typen laskeuma Suomessa on vähentynyt viimeisten 20 vuoden aikana. Typen laskeuma on vähentynyt eniten Etelä-Suomessa, missä kaukokulkeuman sekä Suomen omien päästöjen vaikutus on suurin (Vuorenmaa 2004). Suomen ympäristökeskuksen mittausasemalla Hangon Tvrminnessä epäorgaanisen typen (TIN = NO₃-N + NH₄-N) laskeuma on vähentynyt noin 50 % vuosina 1985–2005 (kuva 30).

Laskeuma pienenee pohjoista kohden, kun etäisyys suuriin päästöalueisiin kasvaa. Vuonna 2005 epäorgaanisen typen laskeuma (bulk-laskeuma) oli SYKE:n mittausasemilla Etelä-Suomessa 300–600 kg km⁻²a⁻¹, Keski-Suomessa 200–300 kg km⁻²a⁻¹ ja Pohjois-Suomessa 100–200 kg km⁻²a⁻¹ (kuva 31). Etelä- ja Keski-Suomen maatalousvaltaisilla alueilla typpilaskeuma voi paikallisesti olla suurempi kuin metsätalousalueilla. Nitraatti- ja ammoniumtypen osuus kokonaistypen laskeumasta on Etelä- ja Keski-Suomessa 70–80 % ja Pohjois-Suomessa 55–65 %. Mittaustuloksista arvioituna TIN-laskeuma vuonna 2005 suoraan sisävesiin oli 9 000 t a⁻¹ ja koko Suomen alueelle (ei merialueet) 85 000 t a⁻¹.

Typen mallinnettu laskeuma

Nitraatti- ja ammoniumtypen kokonaislaskeuma arvioitiin kolmelle maankäyttöluokalle (maa-alueet, järvet, meri-alueet) vuodelle 2000. Mallinnettu laskeuma¹ saatiin EMEPin mallin² tuloksena (taulukko 2). EMEP-ruutujen Suomen alueen maa-, järvi- ja meripinta-alat laskettiin yleistetystä Slices-aineistosta. Slices-rasteriaineiston pikselikoko on 25m*25m, mutta tätä laskentaa varten siitä on johdettu 50m*50m-pikselikoon aineisto.

Laskeuman todennäköiset muutokset arvioitiin vuoteen 2010 mennessä kahden päästöskenaarion mukaisesti (taulukko 2): 1) CLE: nykyisen lainsäädännön mukaiset vähennykset ja 2) LOW: mahdol-

lisimman suuret vähennykset. Laskeuman muutokset laskettiin DepNord-ohjelmalla³ ja esitettiin prosentteina vuoden 2000 laskeumasta.

Malliarvoiden mukaan Suomen pintavesiin kohdistuva nitraatti- ja ammoniumtypen laskeuma vähenisi 30–40 % jo nykyisillä lainsäädännön mukaisilla toimilla vuoteen 2010 mennessä. Mikäli käyttöön otetaan mahdollisimman suuret vähennykset, laskeuma voisi pienentyä puolet tai jopa kaksi kolmannesta vuoden 2000 tasosta. Typen ilmalaskeuman vähenemisen vesistövaikutukset ovat merkittäviä erityisesti sellaisissa järvissä, joiden valuma-alue on pieni suhteessa järven pinta-alaan ja siten laskeuman merkitys järven ainetaseen komponenttina on suuri.

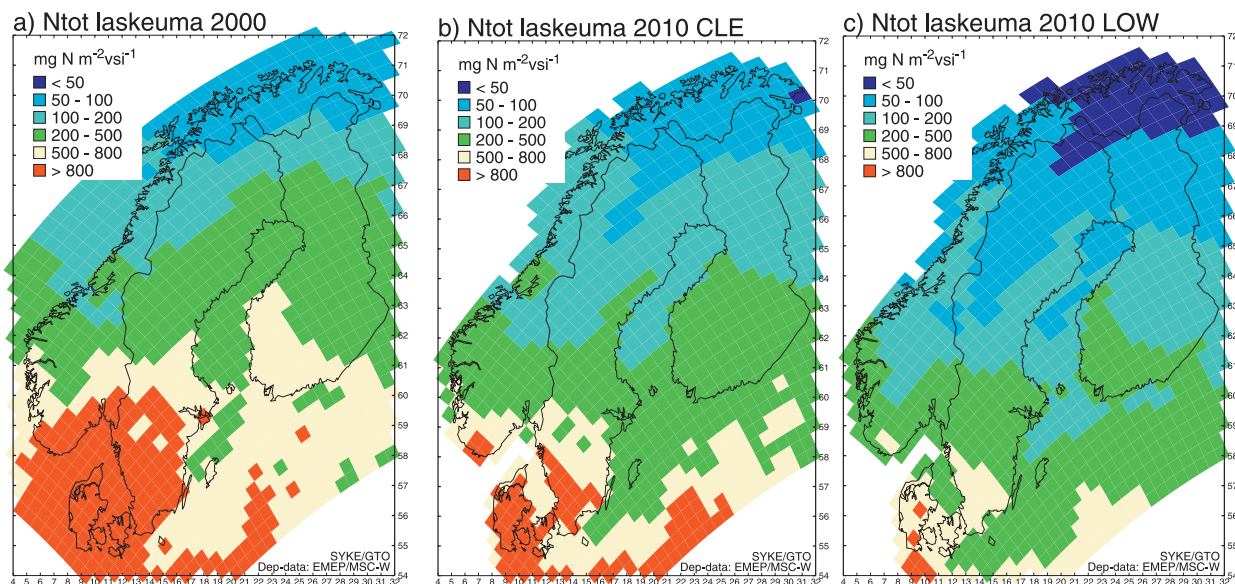
Taulukko 2. Mallinnettu typen kokonaislaskeuma (1000 kg/a) Suomeen. Vuoden 2000 luvut perustuvat mallinnettuun laskeumaan¹, joka saatiin EMEP-mallin² tuloksena. Vuoden 2010 arviot saatiin EMEP-mallin tulosten approksimaationa³.

	2000 (1000 kg N/a)		CLE: 2010 nykyinen lainsäädäntö		LOW: 2010 suurimmat vähennykset	
	NO	NH	NO	NH	NO	NH
Mallinnettu N-laskeuma	NO	NH	NO	NH	NO	NH
Maa-alueet (304 283 km ²)	71 811	43 337	- 30 %	- 29 %	- 61 %	- 44 %
Järvet (34 144 km ²)	8 675	5 068	- 41 %	- 33 %	- 67 %	- 48 %
Merialueet (52 726 km ²)	14 844	9 018	- 42 %	- 42 %	- 69 %	- 56 %

// http://www.emep.int/Model_data/model_data.html vuoden 2000 luvut haettu 26.2.2005

/2/ EMEP/MSC-W Status Report I/2003 Parts I, II. <http://www.emep.int>

/3/ Posch, M., 2006. DepNord deposition approximation program. Personal communication 18.9.2006.



Kuva 32. Mallinnettu typen kokonaislaskeuma (1000 kg/a). Vuoden 2000 luvut perustuvat mallinnettuun laskeumaan¹, joka saatiin EMEP-mallin² tuloksena. Vuoden 2010 arviot saatiin EMEP-mallin tulosten approksimaationa³ (alaviitett, kts. ed. sivu).

8 Typpikuormituksen kulkeutuminen ja pidättyminen

8.1

Määritelmät

Typen pidättymisellä tarkoitetaan tässä yhteydessä maaperästä vesiin huuhtoutuvan kokonaistyyppikuormituksen pidättymistä järviin, jokiin ja suoalueille ennen merialuetta. Suomen olosuhteissa typen pidättymistä tapahtuu eniten järvissä. Typen pidättymisen arviot perustuvat yleensä massatase-laskuihin valuma-alueella seuraavasti:

*Typen pidättyminen valuma-alueella =
valuma-alueen bruttokuormitus – alueelta
poistuva mitattu ainevirtaama*

Kun pidättyminen tunnetaan massatasapainoyhtälön perusteella, voidaan jokien mereen kuljettama ainevirtaama osittaa kuormituslähteisiin olettaen, että eri kuormituslähteistä peräisin oleva typpi pidättyy samalla teholla.

Pidättyminen voidaan arvioida myös mallintamalla. Lepistö ym. (2006) arvioivat N_EXRET-mallilla (liite 4) Suomen järviin ja soille pidättyvän kokonaistypen määrän sekä kuinka paljon kokonaiskuormituksesta päättyy merialueille (liite 4). Arvio perustuu mallinnettuun bruttokuormitukseen, pidättymiskertoimiin sekä järvien ja suoalueiden pinta-alaan valuma-alueella.

Hydrologiset vuodet vaihtelevat paljon ja vaikuttavat merkittävästi typen pidättymiseen erityyppisissä vesistöissä. Runsassateisina vuosina, jolloin kevät- ja syystulvat ovat suuria, hajakuormitus on keskimääräistä suurempaa ja ravinteiden pidättyminen vähäjärvisillä rannikon vesistöalueilla tavanomaista vähäisempää. Lisääntyvä valunta maaperän pintakerroksissa aiheuttaa voimistuvaa eroosiota ja humustypen huuhtoutumista pintavesiin. Etenkin humustypen ja virtaaman välinen korrelaatio on tyypillisesti positiivinen. Epäorgaanisen typen (nitraatti- ja ammoniumtyppi) ja virtaaman välinen korrelaatio vaihtelee paljon enemmän, ja usein pitoisuudet ovat suurimmillaan aivan tulva-

kauden alussa, minkä jälkeen laimenemisprosessit johtavat pitoisuuksien pienenemiseen.

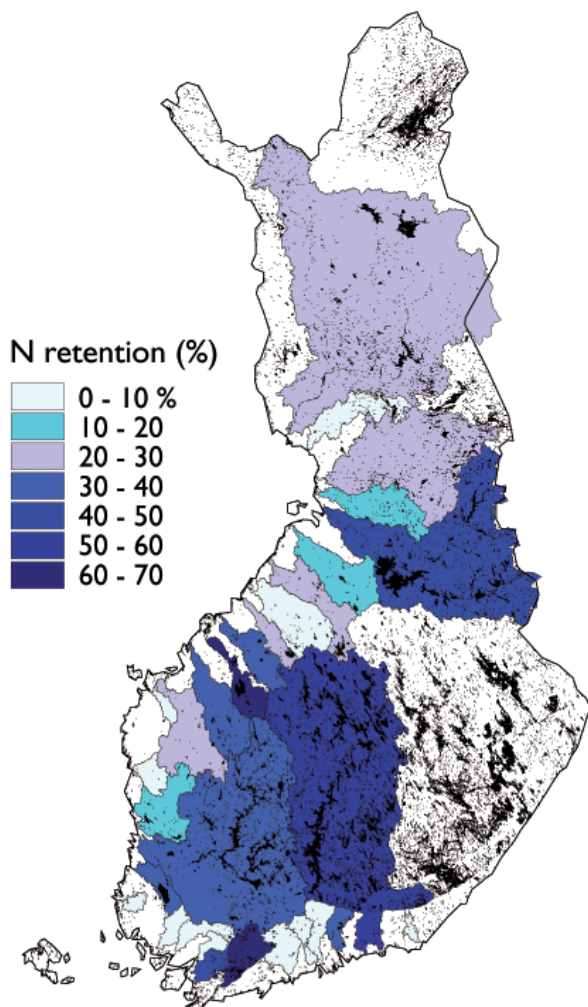
Kesän alivirtaamakausina jokivesistöjen typpi denitrifioituu tehokkaasti ilmakehään, mutta vähäisen virtaaman takia ilmiön merkitys ainekier-toihin vuositasolla on pieni. Kevät- ja syystulvien aikana pidättymisprosessien (denitrifikaatio ja sedimentaatio) merkitys on vähäinen, ja uomien pohjiin sedimentoitunut typpi voi lähteä uudellaan liikkeelle.

8.2

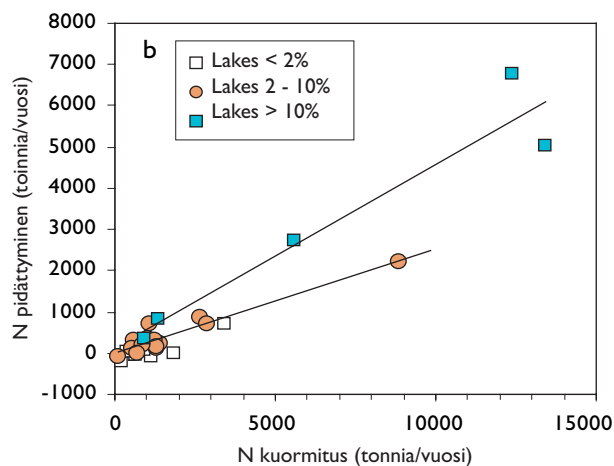
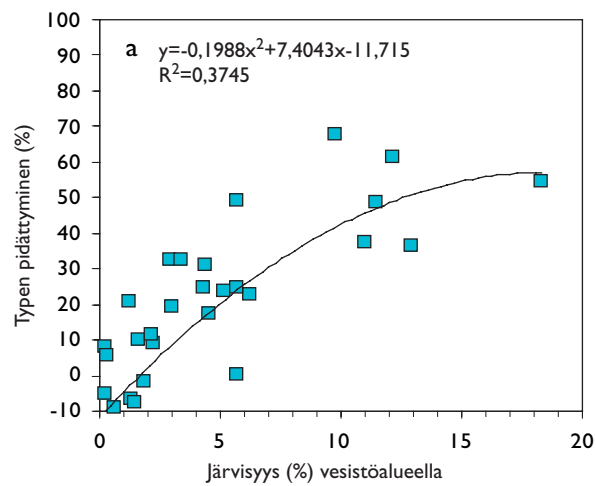
Typen pidättyminen Suomen vesistöalueilla

N_EXRET-mallilla arvioituna Suomen sisävesiin kohdistuvasta kokonaistyyppikuormituksesta pidättyy keskimäärin 35 %. Suurin osa kuormituksesta kulkeutuu siten jokien mukana Itämereen (Lepistö ym. 2006). Typpeä pidättyminen on tehokkainta suurilla, runsasjärvisillä vesistöalueilla (esim. Kokemäenjoen ja Kymijoen vesistöalueet) tai alueilla joilla on joko pitkiä reittivesiä ja/tai suuri yksittäinen järvi (esim. Oulujärvi, Säkylän Pyhäjärvi). Rannikon jokivaltaisilla alueilla typen pidättyminen on hyvin vähäistä (0–10 %) eli lähes kaikki kuormitus päättyy nopeasti merialueille (kuva 33).

Järvisyys on voimakkaimmin typen pidättymistä selittävä tekijä (kuva 34a). Typen pidättymisen osuus kokonaiskuormituksesta on suurempi järvirikkailla vesistöalueilla (järvisyys >10 %) kuin alueilla joiden järvisyys on 0–10 % (kuva 34b). Järvipinta-alan kasvaessa vesistössä on enemmän matalia ranta-alueita. Toisaalta järvisimmillä vesistöalueilla on myös enemmän syviä, pitkäviipymäisiä järviä, joissa orgaaninen aine ja samalla myös typpi ja fosfori sedimentoituvat keskimääräistä tehokkaammin.



Kuva 33. Typen pidättyminen (prosentteina) Suomen päävesistöalueilla (Lepistö ym. 2006)



Kuva 34. Vesistöalueen järvisyyden vaikutus typen pidättymiseen (a). Typen pidättymisen osuus kokonaiskuormituksesta on suurempi runsajärvisillä vesistöalueilla (järvisyys >10 %), joilla myöskin on enemmän syviä, pitkäviipymäisiä järviä (b) (Lepistö ym. 2006).

8.3

Typikuormituksen pidättyminen erityyppisiin järviin

Ravinteiden pidättyminen voidaan arvioida joko koko vesistöalueelle (kuva 33) tai yksittäisille järville. Vesistöalueen mittakaavassa ravinteiden pidättyminen kuvaa kaiken haja- ja pistekuormituksen keskimääräistä pidättymistä laajalle järven, jokien ja pienempien uomien muodostamalle alueelle. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden typpi- ja fosforipäästöjen pidättymisen arviointi sisävesialueilla on useimmissa tapauksissa perustelumpaa järvi- ja jokien pidättymisarvioiden kuin vesistöaluekohtaisen arvion perusteella.

Valuma-alueen sisällä olevat järviaalut vähentävät merkittävästi ravinteiden kulkeutumista Itämereen. Vesistöjen rakentaminen, rehevöityminen

sekä muut häiriötekijät voivat vähentää vesistöjen ravinteidenpidätyskykyä. Tällaisiin johtopäätöksiin päädyttiin Suomen Akatemian Itämeri-tutkimusohjelman hankkeessa, jossa tutkittiin ravinteiden kulkeutumista valuma-alueilta vesistöihin Kokemäenjoen vesistöalueella (Kuosa ym. 2006). Ravinteiden pidättyminen vaihtelee paljon mm. järven pinta-alan, syvyyssuhteiden, viipymän ja rehevyyden mukaan. Yleensä fosfori pidättyy nopeasti tehokkaammin järviin. Erityisesti karuissa järvissä fosforin pidättyminen on tehokasta. Voimakkaasti rehevöityneissä järvissä fosforia voi jopa vapautua koko vuoden mittakaavassa pidättymisen sijaan. Typen pidättyminen (erityisesti denitrifikaatio) on tehokkainta pitkäviipymäisissä suhteellisen rehevissä järvissä. Karuissa järvissä typpi pidättyy heikommin (taulukko 3). Kuosan ym. (2006) artikkelissa todettiin esimerkkinä, että Kokemäenjoen kaltaisella laajalla vesistöalueel-

Taulukko 3. Typen ja fosforin pidättyminen erityyppisiin järviin.

	Pinta-ala (km ²)	Keskisyvyys (m)	Viipymä (a)	P-pidätty- minen (%)	N-pidätty- minen (%)	Viite
Säkylän Pyhäjärvi	154	5,4	3	87	82	Ekholm ym. 1997
Artjärven Pyhäjärvi	12,9	21	2	36	25	Knuuttila ym. 1992
Köyliönjärvi	12,3	3,1	1,2	71	–	Wright ym. 1993
Villikkalanjärvi	7,1	3,2	0,18	24	19	Knuuttila ym. 1992
Tuusulanjärvi	6	3,1	0,6	72	48	Ojanen 1979
Kotojärvi	0,3	2,5	0,44	56	40	Knuuttila ym. 1992
Lammin Pääjärvi	13,4	14,8	3,3	> 70	< 30	Kuosa ym. 2006
Kalvolan Äimäjärvi	4,8	2,8	1,5	n. 50	n. 60	Kuosa ym. 2006
Suolijärvi	2,1		0,4	n. 50	< 10	Kuosa ym. 2006
Lehee	1		0,1	0	0	Kuosa ym. 2006
Tampereen Pyhäjärvi	21		1,5	> 70	< 30	Kuosa ym. 2006
Vanajanselkä	120	8	1	54	43	Oravainen 2005
Vörtsjärvi (Viro)	270	2,8	2	28	53	Nöges ym. 1998
Peipsijärvi (Viro)	3550	7	1	> 60	1–28	Stålnacke ym. 2001
Laatokka (Venäjä)	18000	51	230	75	30	Kondratyev ja Ignatyeva 2006

la valuma-alueen latvoilla sijaitsevien alueiden merkitys ravinnekuormittajana on oleellisesti vähäisempi kuin lähellä merialuetta sijaitsevien alueiden. Artikkelissa todettiin myös, että sateisina vuosina järviin kohdistuva kuormitus kasvaa huomattavasti ja järvien pidätyskyky etenkin typpiravinteiden osalta voi heikentyä.

Oravainen (2005) selvitti fosforin ja typen pidättymistä Vanajanselällä v. 1987–2004 aikana. Oravaisen mukaan Vanajanselkä pidätti keskimäärin 43 % typestä ja 54 % fosforista. Typen vuosittaiset pitoisuusvaihtelut olivat hyvin suuria hydrologisesti erilaisten vuosien ja voimakkaan hajakuormituksen takia. Oravainen toteaa, että sisävesiin pidättyvät ravinteet vähentävät merkittävästi Itämereen kohdistuvaa kuormitusta, mikä tulisi ottaa huomioon (sisävesiä kuormittavien laitosten) lupaharkinnassa nykyistä painokkaammin.

Ruotsissa esitetyn oletuksen mukaan typen pidättyminen järviin on heikentynyt järviin kohdistuvan fosforikuormituksen pienennyttyä. Mikäli tämä pitäisi paikkansa, Itämereen kohdistuva typpikuormitus olisi kasvanut tehostuneen fosforinpoiston ja sitä seuranneen järvien rehevyytason alentumisen myötä.

Pirkanmaan ympäristökeskus testasi ruotsalaista oletusta tutkimuksessaan, jossa mukana oli 16 suomalaista ja 33 ruotsalaista järveä (Frisk ym. 2006). Tutkimus perustui järvien matemaattisten ainetasemallien soveltamiseen. Aineistosta oli poistettu erityisen rehevät järvet, jollaisiin kyseiset mallit eivät sovellu. Suomen vesistöjen keskusjärvet, joilla on merkitystä Itämereen kohdistuvan

kuormituksen kannalta, eivät ole hyvin reheviä. Tutkimuksessa kävi yksikäsitteisesti ilmi, että järven fosforipitoisuudella tai järveen kohdistuvalla fosforikuormituksella ei ole vaikutusta typen pidättymiseen järviin. Yhteenvetona todettiin, että Suomessa noudatettu vesiensuojelupolitiikka on ollut oikeansuuntaista, sillä sen avulla on saatu poistetuksi pistemäisen kuormituksen (kaupungit, teollisuuslaitokset ym.) aiheuttama rehevöityminen sisävesissä eikä se ole lisännyt Itämereen kohdistuvaa typpikuormitusta. Tutkimus oli osa yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen ja Helsingin yliopiston kanssa toteutettua NUTRIBA-projektia, joka kuului Suomen Akatemian Itämeren tutkimusohjelmaan (BIREME) (lisätietoja www.aka.fi).

8.4

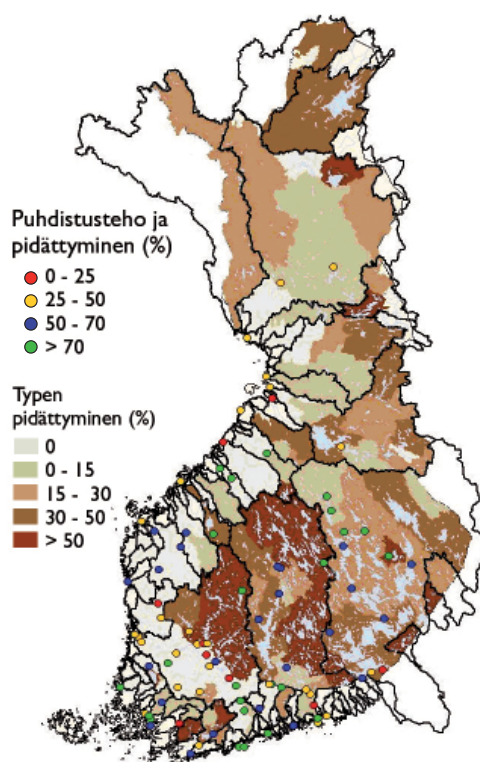
Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden typpikuormituksen pidättyminen

Suomessa oli vuonna 2005 yhteensä 89 yli 10 000 avl:n yhdyskuntajäteveden puhdistamoa, joita EU:n asettama vähintään 70 % typenpoistovaatimus koskee. Näiden laitosten osuus kaikkien yhdyskuntajätevesien typpikuormituksesta oli vuonna 2005 lähes 80 %. Toteutuessaan puhdistamokohtainen 70 % poistotehokkuus vähentäisi asutusjätevesien typpikuormitusta 3 800 t. Osa jätevesien mukana tulevasta typpikuormituksesta

kuitenkin pidättyä sisävesiin, mikä vähentää sisämaan puhdistamojen typenpoiston merkitystä typpirajoitteisen Itämeren kannalta. Yli 10 000 avl:n laitoksista yhteensä 23 laskee puhdistetut jätevesensä suoraan Itämereen ja 29 (lähes) järveltömien jokivesistöjen kautta Itämereen (päävesistöt 5–13, 15–34, 36–58, 59 Oulujärven luusuasta alavirtaan, 60–66 sekä Kymijoen, 14, ja Kokemäenjoen, 35, vesistöjen jokimaiset alaosat).

Mikäli 70 % typenpoistotehoa vaadittaisiin kaikilla puhdistamoilla, noin kolmannes vähenyksestä kohdistuisi rannikkoalueelle ja kaksi kolmannesta sisämaan puhdistamoille. Typpikuormituksen väheneminen ei kuitenkaan kokonaisuudessaan hyödyttäisi typpiherkkää Itämerta, koska sisävesiin kohdistuvasta kuormituksesta pidättyä vesistöalueen mittakaavaisen mallin mukaan lähinnä denitrifikaation ja sedimentaation kautta n. 35 % eli vajaat tuhat tonnia vuodessa (kuva 35). Todellisuudessa typen pidättyminen on vielä suurempaa runsasjärvisillä vesistöalueilla. Tehostettu typenpoisto yhdyskuntajätevesistä (vähintään 70 % poistoteho) vähentäisi Suomesta Itämereen päätyvää ihmisperäistä typpikuormitusta enintään 5 % vuoden 2005 tasosta. Mikäli muiden piste- ja hajakuormituslähteiden typpikuormitus säilyisi aiemmalla tasolla, yli 10 000 avl:n laitosten osuus pintavesiin kohdistuvasta ihmisperäisestä typpikuormituksesta vähenisi 12 %:sta noin 7 %:iin.

Yksi tehostetun typenpoiston ongelmallisista alueista on ollut Vuoksen vesistöalue. Mikäli ravinteiden pidättyminen Laatokkaan voidaan huomioida, Vuoksen vesistöalueen puhdistamokohtaiset pidättymisprosentit (puhdistamon puhdistusteho + pidättyminen vesistöön) paranevat selvästi, koska Laatokka pidättää n. 30 % typestä ja 75 % fosforista (Kondratyev ja Ignatyeva 2006, Pitkänen ja Tallberg 2007). Mikäli typen luontainen pidättyminen Suomen vesistöalueille huomioidaan laskelmissa (keskimääräinen pidättyminen 35 %), yli 10 000 avl:n puhdistamoista seitsemän laitosta siirtyisi yli 70 % poistotehon kategoriaan ilman mitään toimenpiteitä puhdistamoilla. Neljä näistä laitoksista on Vuoksen, yksi Kymijoen ja kaksi Kokemäenjoen valuma-alueella (vrt. kuvia 21 ja 35).



Kuva 35. Yhdyskuntien jätevesipuhdistamoiden typpikuormituksen puhdistusteho + pidättyminen vesistöalueilla, ts. kuinka suuri prosentuaalinen osuus puhdistamoille tulevasta typpikuormituksesta pidättyä ennen Itämerta. Vertaa kuvaan 21, jossa pallosymbolit ilmaisevat pelkästään puhdistamojen typenpoistotehon ilman vesistöpidättymistä.

8.5

Yhdyskuntajätevesikuormituksen siirtyminen Itämeren pääaltaaseen

8.5.1

Merialueiden typpitase

SYKE on arvioinut merialueiden typpitaseita sekä yhdyskuntajätevesikuormituksen pidättymistä ja siirtymistä eri merialueilta Itämeren pääaltaaseen (taulukko 4). Laskentaperusteena käytettiin Itämeren keskimääräisiä ravinnetaselaskelmia vuosilta 1991–1999 (Savchuck 2005) sekä SYKEN VEPS-järjestelmän kuormitusarvioihin perustuvia laskelmia typpikuormituksen kulkeutumisesta Suomen rannikkoalueille Suomenlahden ja Pohjanlahden valuma-alueilta vuosina 1996–2005. Yhdyskuntajätevesien typpikuormina käytettiin vuoden 2005 aineistoa. Laskelmassa otettiin huomioon typen pidättyminen sisämaan järvioltaisiin. Laatokkaan laskeva Vuoksen vesistö ei ollut mukana tarkastelussa.

Taulukko 4. Eri merialueille tuleva, lähtevä ja pidättyvä typpikuormitus (tonnia/vuosi).

	Tuleva	Lähtevä	Pidättyvä	Pidättyminen (=nielu)
Perämeri	102 000	87 000	15 000	14,7 %
Selkämeri	494 000	382 000	112 000	22,7 %
Suomenlahti	284 000	198 000	86 000	30,3 %
Itämeren pääallas	1 635 000	884 000	751 000	45,9 %

Taulukko 5. Suomen yhdyskuntien eri merialueisiin kohdistuva typpikuormitus ja sen siirtyminen altaiden välillä.

Merialue	Yhdyskuntien N-kuorma tonnia/v	Siirtyy Selkämereen tonnia/v	Siirtyy Itämeren pääaltaaseen tonnia/v	Typen kokonaisvirtaama pääaltaaseen tonnia/v	Osuus pääaltaaseen Selkämeren/Suomenlahden kautta siirtyvästä typen kokonaisvirtaamasta
Perämeri	2310	1970	1520		0,5 %
Selkämeri (+Saaristom.)	3150		2430		0,7 %
Pohjanlahti yhteensä	5460		3950	335 000	1,2 %
Suomenlahti	2810		1960	198 000	1,0 %
Kaikki yhteensä	8270		5910	533 000	1,1 %

Savchukin (2005) laskelmassa oli mukana sekä ulkoinen kuormitus, merialueiden väliset ravinnevirrat että typen nielut (sedimentaatio ja denitrifikaatio).

Merialueiden väliset ravinnevirrat olivat mukana bruttotermeinä. Siten esim. Selkämerestä lähtevä 382 000 tonnia/v sisälsi sekä typen siirtymisen Selkämerestä Itämeren pääaltaaseen (335 000 tonnia/v) että Perämereen (47 000 tonnia/v) (taulukko 4).

8.5.2

Perämerestä, Selkämerestä ja Suomenlahdesta Itämeren pääaltaaseen siirtyvä yhdyskuntajätevesien tyyppi

SYKEssä arvioitiin, millaisia määriä typpeä Suomen puhdistettujen yhdyskuntajätevesien mukana (vuoden 2005 tilanne) päätyy Pohjanlahteen ja Suomenlahteen sekä edelleen Itämeren pääaltaaseen (taulukko 5). Suomen yhdyskuntajätevesien kokonaiskuormitus (tonnia/v) Perämereen, Selkämereen ja Suomenlahteen sekä näiden siirtyminen edelleen Itämeren pääaltaaseen suhteutettiin Savchukin (2005) taselaskelmaan.

Laskelman mukaan Suomesta joutuu Itämereen 8 270 tonnia/v yhdyskuntajätevesien typpeä. Tästä määrästä 5 910 tonnia/v päätyy Itämeren pääaltaaseen. Määrä on 0,4 % pääaltaan vastaanottamasta kokonaistyyppivirtaamasta ja 1,1 % Suomenlahdel-

ta ja Pohjanlahdelta pääaltaaseen kulkeutuvasta typen kokonaismäärästä. Perämereltä, jossa perustuotantoa säätelee fosfori, Selkämereen siirtyy vuosittain 1 970 tonnia typpeä. Tämä on 0,4 % Selkämereen tulevan typen kokonaisvirtaamasta ja 2,3 % typen kokonaissiirtymästä Perämerestä Selkämereen.

8.5.3

Vuoden 2005 puhdistustaso vs. 70 % puhdistustaso

Taselaskelman mukaan eri merialueille päätyy nykyisin enemmän typpeä verrattuna tilanteeseen, jossa kaikki yli 10 000 avl:n laitokset poistaisivat tyyppistä vähintään 70 % (taulukko 6).

Laskelman mukaan typen puhdistustehon nosto 70 prosenttiin kaikilla yli 10 000 avl:n puhdistuslaitoksilla vähentäisi mereen päätyvää kuormitusta yhteensä 2 880 tonnilla vuodessa. Pidättymisen jälkeen tästä määrästä korkeintaan 2 070 tonnia päätyisi Itämeren pääaltaaseen, mikä vastaa 0,4 % vähennystä Itämeren pääaltaan Suomenlahden ja Pohjanlahden kautta vastaanottamasta kokonaistyyppivirtaamasta.

Esitetyt arviot yhdyskuntajätevesien typpikuormituksen siirtymisestä merialueiden välillä ovat maksimiarvioita, koska yhdyskuntajätevesityypin biologinen käyttökelpoisuus on suurempi kuin typpivirtojen keksimäärin. Tällöin yhdyskuntajätevesien tyyppistä pidättyy biologisten prosessien seurauksena Suomenlahteen ja Pohjanlahteen

Taulukko 6. Typen lisäkuorma* eri merialueille ja sen siirtyminen Itämeren pääaltaaseen. Laskelma perustuu Savchukin (2005) esittämään Itämeren typpitaseeseen.

Merialue	Typen lisä tonnia/v	Siirtyy Selkämereen tonnia/v	Siirtyy Itämereen pääaltaaseen tonnia/v	Osuus pääaltaaseen siirtävästä kokonaismäärästä
Perämeri	970	830	640	0,2 %
Selkämeri (+Saaristomeri)	1 200		930	0,3 %
Pohjanlahti yhteensä	2 170		1 570	0,5 %
Suomenlahti	710		500	0,3 %
Kaikki yhteensä	2 880		2 070	0,4 %

* 70 % puhdistustehoa vastaavan kuorman ja nykykuorman (2005) erotus.

suurempi osuus, kuin Savchukin (2005) kokonaistyypeen perustuvien taseiden perusteella voidaan arvioida.

9 Mallinnusarviot yhdyskuntajätevesien puhdistusasteen muutosten vaikutuksista Suomea ympäröivän Itämeren rehevyystilaan

9.1

Taustaa

YVA-SYKE Itämeren 3D ekosysteemimallilla ja Kotkan-Kymijoen edustan alueellisella ekosysteemimallilla laskettiin arvioita rehevyystilan muutoksista erilaisilla kuormitus-skenaarioilla. EU:n komission tulkin mukaan EU:n yhdyskuntajätevesidirektiivissä esitetään laitoskohtaisia minimipoistovaatimuksia, joiden mukaan yli 10 000 asukasvastineluvun laitoksissa jätevesien käsittelyssä tulee poistaa 70 % typestä ja 80 % fosforista. Puhdistamon asukasvastineluvun ollessa 2 000 ja 10 000 välillä direktiivi edellyttää biologiset vaatimukset täyttävää jätevesien käsittelyä, jonka seurauksena ravinnekuormituksen voidaan arvioida vähentyvän typen osalta 30 % ja fosforin osalta 40 %. Suomessa direktiivi on pantu täytäntöön siten, että kaikilla puhdistamoilla koosta riippumatta toteutetaan biologisen käsittelyn ohella tehostettu fosforin poisto, joka on tällä hetkellä keskimäärin n. 95 %. Typpeä poistetaan siellä, missä se on puhdistamokohtaisessa ympäristöluvassa todettu olevan tarpeen paikallisiten olosuhteiden vuoksi. Typenpoistovaatimuksen on täytettävä vähintään direktiivin vähimmäisvaatimus. Mallin käytön tarkoituksena on selvittää ja vertailla näiden kahden jätevesien puhdistuksen toteuttamistavan vaikutuksia Suomea ympäröivän Itämeren rehevyystilaan.

9.2

Mallin kuvaus

Ekosysteemimallin fysikaalisen perustan muodostaa YVA 3D -virtausmalli, jossa ovat mukana kaikki meren tilaan vaikuttavat tärkeimmät fysikaaliset tekijät, joiden pohjalta vesialueen virtaukset ja niiden vaihtelut saadaan lasketuiksi halutulla erotus-

tarkkuudella. Näitä tekijöitä ovat tuulet ja tulovirtaamat, vedenkorkeus-, -tiheys- ja ilmanpaine-erot, maan pyörimisliike, veden sisäinen kitka ja liikemäärän kulkeutuminen, veden häviämättömyys ja kokoonpuristumattomuus sekä pohjan ja rantojen muodot (Virtanen ym. 1986, Koponen ym. 1992).

Kun veden virtaukset kullakin hetkellä tunnetaan, saadaan myös pitoisuuksien ja veden muiden ominaisuuksien aika- ja paikkavaihtelut lasketuiksi. Mallissa tarkastelualue jaetaan horisontaalitasossa pienempiin osiin, hilakoppeihin, joiden välisiä eroja seurataan laskennassa. Hilakopin leveys ja pituus muodostavat laskennan horisontaalisen erotustarkkuuden. YVA-SYKE Itämeren 3D ekosysteemimallissa horisontaalinen resoluutio on 5 km. Syvyysuunnassa vesitilavuus on vastaavasti jaettu eri paksuisiin kerroksiin, joita Itämerimallissa on 17.

Ekosysteemimalli perustuu virtausmallin hilaan ja sillä laskettuihin virtauksiin. Laskentamuuttujina ovat liukoinen fosfori ja typpi, kuolleen leväbiomassan (detritus) sisältämä typpi ja fosfori sekä kaksi kilpailevaa kasviplanktonryhmää. Mallin sisältämiä prosesseja ovat kulkeutumisen lisäksi detritusravinteiden vajoaminen ja sedimentoituminen sekä veden ja pohjasedimentin välinen ravinteiden vaihto. Ekosysteemimallin lähtötiedoiksi tarvitaan tiedot ravinnekuormituksesta, ravinnepitoisuuksien alkuarvoista, jokivirtaamista, veden lämpötilasta ja auringon säteilystä (Kiirikki ym. 2001, Kiirikki ym. 2003, Pitkänen ym. 2007).

Mallin kasviplanktonryhmät ovat ilmakehästä liuennutta typpeä sitovat sinilevät ja muu kasviplankton. Muu kasviplankton kasvaa nopeammin ja syrjäyttää typpeä sitovat sinilevät aina, kun sekä liukoista typpeä että fosforia on riittävästi saatavilla. Kun pintaveden liukoiset typpivarastot on käytetty loppuun, ilmakehän typpeä sitovat sinilevät saavat kilpailuedun. Sinilevien kasvun optimilämpötila on korkeampi kuin muulla kasviplanktonilla. Kun kasviplankton kuolee, sen sisältämät ravinteet muuttuvat detritustypeksi ja -fosforiksi,

jotka vajoavat vesipatsaassa tasaisella nopeudella ja hajoavat liukoiksi ravinteiksi lämpötilasta riippuvalla nopeudella. Kun jäljelle jääneet detritusravinteet saavuttavat pohjan, ne alkavat sedimentoitua tasaisella nopeudella pysyvästi pois ravinnekierrosta. Mallissa on pohjan sedimentistä vapautuvia ravinteita laskeva osa, joka kuvaa niin sanottua sisäistä kuormitusta (Kiirikki ym. 2006).

9.3

Kuormitusskenaariot

Mallinnusarviot tehtiin ekosysteemimallilla pohjoisen Itämeren alueelle kahdella eri kuormitusskenaariolla. Skenaarioissa tarkastellaan keskimääräisiä vaikutuksia rehevyyteen viidentenä vuotena kuormitusmuutosten toteuttamisen jälkeen. Simuloinnin sääpakote on vuosilta 1995–99. Perusaineistona ("nykytila") sekä piste- että hajakuormituksessa on vuosien 1996–2005 keskiarvokuormitus.

9.3.1

Skenaario 1

Skenaariossa 1 tarkastellaan nykytilaan verrattuna tilannetta, jossa typenpoistoa tehostettaisiin EU:n komission tulkitsemalla tavalla ja fosforin poisto pidettäisiin tämän hetken tasolla. Skenaariossa kaikilla Suomen yli 10 000 asukasvastineluvun (avl) yhdyskuntajätevesipuhdistamoilla typen poistoste on vähintään 70 %. Yhdyskuntajätevesikuormituksen muutokset laskettiin vuoden 2005 kuormien perusteella. Niillä yli 10 000 avl:n laitoksilla, joilla poistoste oli vuonna 2005 alle 70 %, poistoteho nostettiin tähän arvoon. Muihin kuormiin ei puututtu. Eri merialueiden kokonaistyyppikuormitus väheni nykytilanteesta yhteensä 2 883 tonnia / vuosi (taulukko 7).

Lisäksi tehtiin alueellinen mallinnustarkastelu Kotkan-Kymijoen edustan merialueelle, johon kohdistuu 77 % Suomenlahden rannikon koko skenaarion mukaisesta kuormitusmuutoksesta. Simu-

Taulukko 7. Skenaariossa 1 tilanteessa eri merialueiden kokonaistyyppikuormituksen muutokset nykytilanteeseen verrattuna, Itämerimalli.

Merialue	Typen kuormitusmuutos (tonnia/v)
Suomenlahti	- 715
Saaristomeri	- 150
Selkämeri	- 1 051
Perämeri	- 967
Yhteensä	- 2 883

Taulukko 8. Skenaarion 1 tilanteessa Kymijoen merialueiden kokonaistyyppikuormituksen muutos nykytilanteeseen verrattuna, Kotkan-Kymijoen malli.

Merialue	Typen kuormitusmuutos (tonnia/v)
Kotkan edusta	- 71
Kymijoen kuormitus	- 476
Yhteensä	- 548

Taulukko 9. Skenaarion 2 tilanteessa eri merialueiden kokonaistyyppi- ja -fosforikuormituksen muutokset nykytilanteeseen verrattuna, Itämerimalli.

Merialue	Typen kuormitusmuutos (tonnia/v)	Fosforin kuormitusmuutos (tonnia/v)
Suomenlahti	+ 265	+ 271
Saaristomeri	- 81	+ 65
Selkämeri	- 1 002	+ 131
Perämeri	- 837	+ 202
Yhteensä	- 1 655	+ 669

Taulukko 10. Skenaarion 2 tilanteessa Kymijoen merialueiden kokonaistyyppi- ja -fosforikuormituksen muutokset nykytilanteeseen verrattuna, Kotkan-Kymijoen malli.

Merialue	Typen kuormitusmuutos (tonnia/v)	Fosforin kuormitusmuutos (tonnia/v)
Kotkan edusta	- 71	+ 9.9
Kymijoen kuormitus	- 473	+ 34
Yhteensä	- 544	+ 43.9

lointiaika oli yksi vuosi ja sääpakotteena käytettiin vuoden 1999 tilannetta. Tässä alueellisessa mallinnuksessa kokonaistyyppikuormitukset vähenivät nykykuormiin verrattuna yhteensä 548 tonnia / vuosi (taulukko 8).

9.3.2

Skenaario 2

Skenaario 2 kuvaa nykytilaan verrattuna tilannetta, jossa jätevedenpuhdistus olisi toteutettu siten että direktiivin vähimmäisvaatimukset täyttyvät. Tällöin kaikkien yli 10 000 avl:n laitosten kokonaistypen poistoteho on 70 % ja kokonaisfosforin poistoteho on 80 %. Lisäksi kaikkien alle 10 000 avl:n laitosten poistoteho typelle on 30 % ja fosforille 40 % vuoden 2005 yhdyskuntajätevesikuormista laskettuna. Kuormitus muista lähteistä on kuten skenaariossa 1. Koko Itämeren mallin kuormitusmuutokset on esitetty taulukossa 9.

Samoin kuin skenaario 1:ssä, myös tällä skenaariolla tehtiin alueellinen mallinnustarkastelu

Kotkan-Kymijoen edustan merialueelle. Tässä ennusteessa skenaariokuormitukset muuttuivat taulukon 10 mukaisesti nykykuormiin verrattuna.

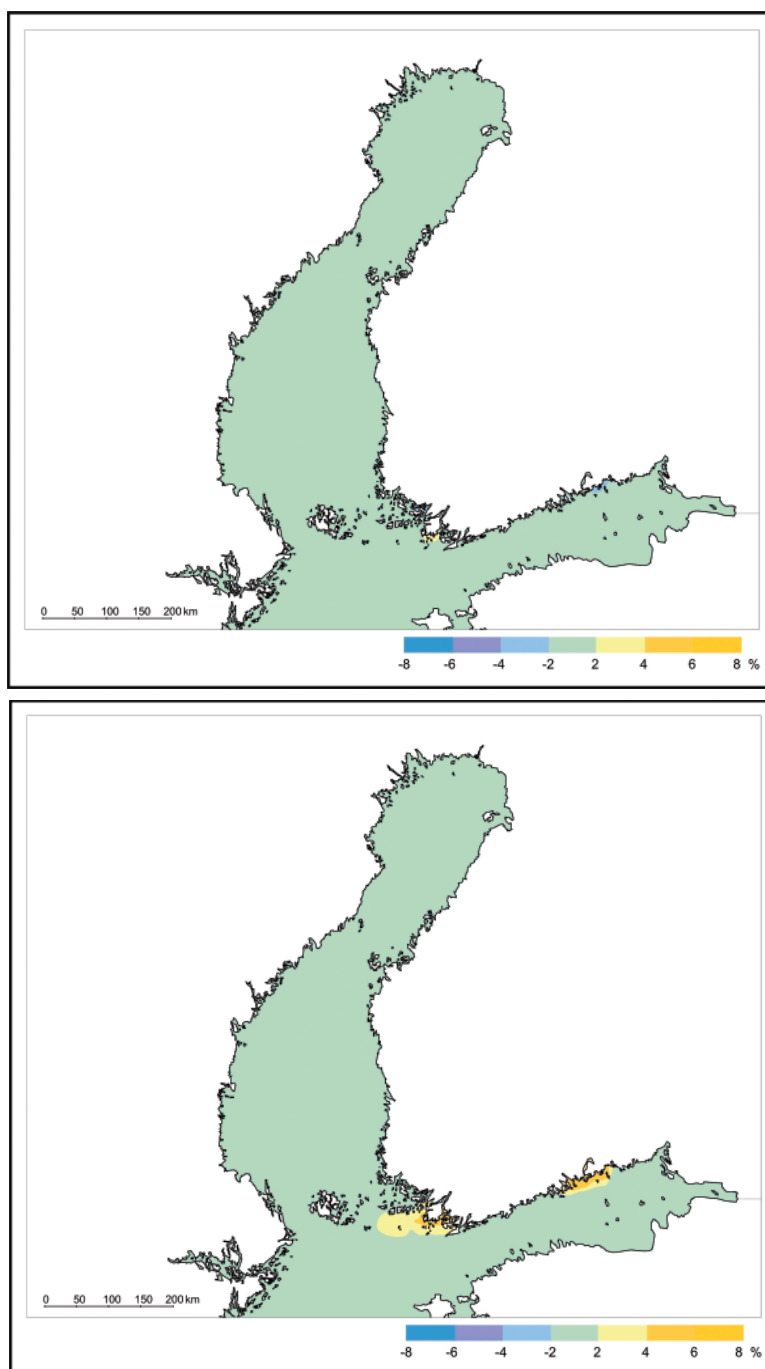
9.4

Mallinnustulokset

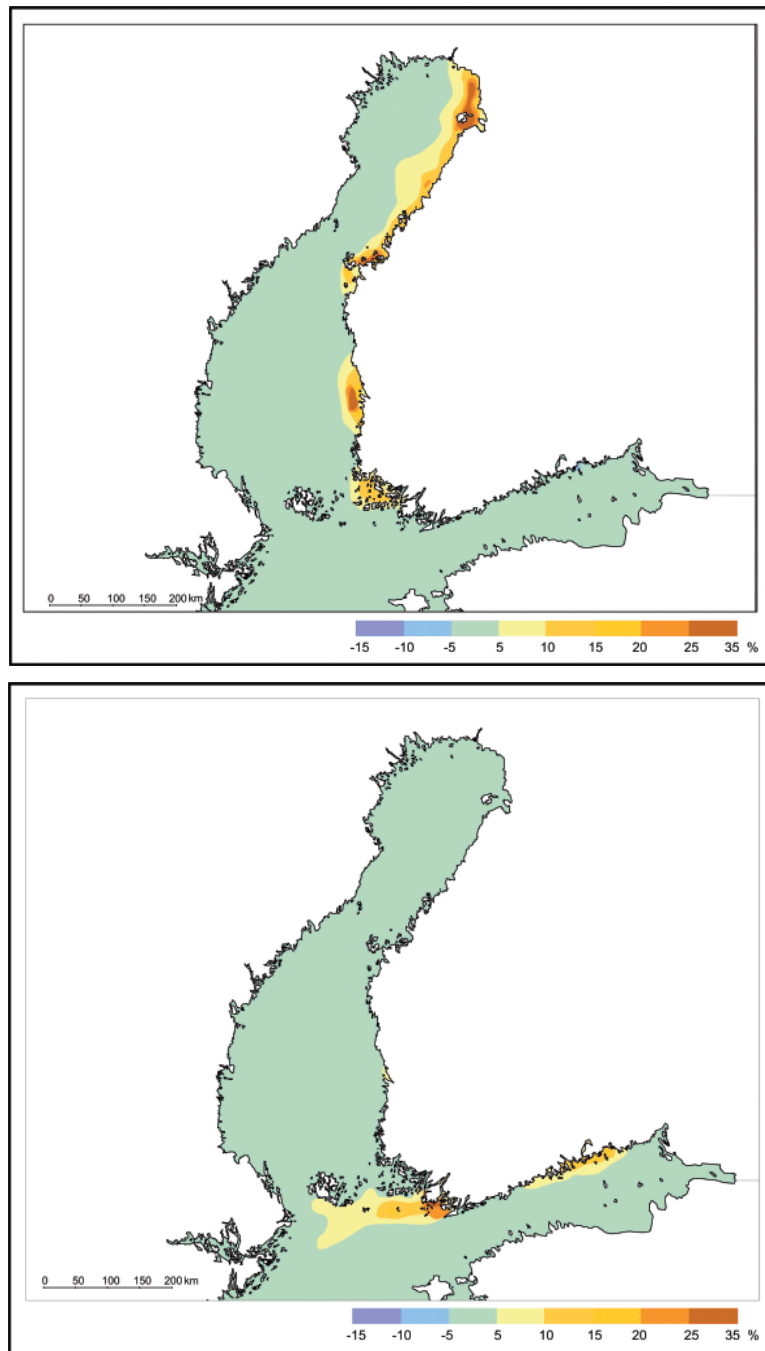
Nostamalla typenpoiston tehokkuus skenaarion 1 mukaisesti vähintään 70 %:iin kaikilla niillä Suomen yli 10 000 avl:n laitoksilla, joilla poistoteho on nykyisin tätä alempi, saavutetaan rannikkovesiin päätyvässä kuormassa 2 883 tonnin vuotui-

nen vähennys v. 2005 tasoon verrattuna. Suurin osa vähennyksestä kohdistuu koilliseen Perämereen sekä Kokemäenjoen ja Kymijoen edustoihin. Koko Itämeren mallissa vaikutukset jäävät vähäisiksi (kuva 36). Rannikkoalueilla kokonaisleväbiomassan muutokset ovat vähäisiä, yleensä alle 2 % ja enimmillään 5 % luokkaa Kymijoen edustan merialueella. Avomerellä vastaava muutos on alle 1 %. Sinilevien biomassoissa tapahtuu joillakin rannikkoalueilla enimmillään 2–5% lisäys. Avomerellä sinileväbiomassan lisäys on enimmillään 2 %.

Noudattamalla tarkalleen yhdyskuntajätevesi-direktiivissä esitettyjä laitospokohtaisia minimipoistovaatimuksia skenaarion 2 mukaisesti typen ko-



Kuva 36. Arvio skenaario 1:n mukaisista rehevyyden suhteellista muutoksista. Yläkuvassa kokonaisleväbiomassa ja alakuvassa typpeä sitovien sinilevien biomassa.

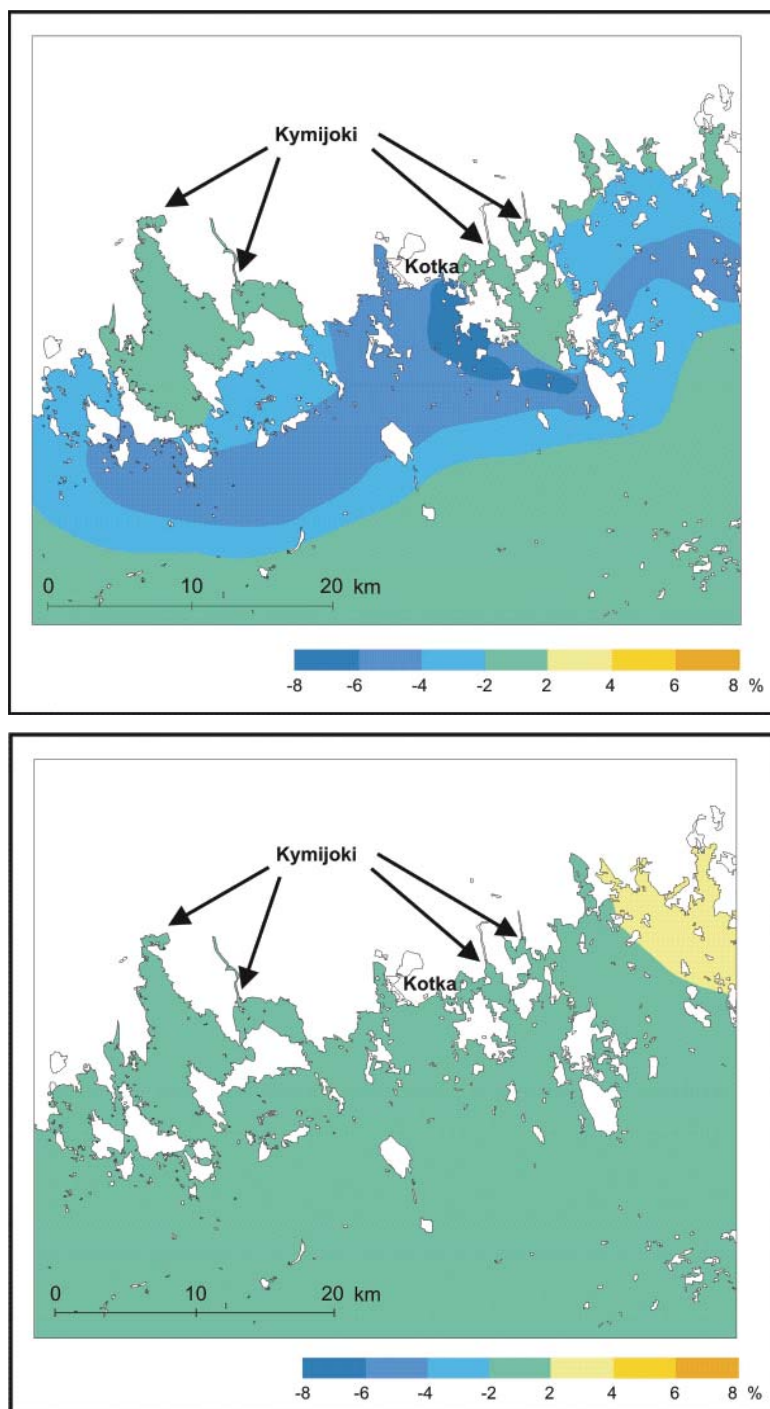


Kuva 37. Arvio skenaario 2:n mukaisista rehevyystilan suhteellista muutoksista. Yläkuvassa kokonaisleväbiomassa ja alakuvassa typpeä sitovien sinilevien biomassa.

konaiskuormitus Suomen rannikkovesiin vähenisi yhteensä 1 654 tonnilla vuodessa. Typpikuormitus lisääntyisi Suomenlahdella, sillä keskimääräinen typenpoisto mereen johdettavista yhdyskuntajätevesistä oli selvästi suurempi kuin 70 %. Kaikkien merialueiden fosforikuormitus lisääntyisi yhteensä 668 tonnilla vuodessa, koska laitosten keskimääräinen poistoteho on nykyisin huomattavasti korkeampi kuin direktiivin edellyttämä vähimmäistaso 80 %. Mallinnustulosten mukaan skenaario 2 aiheuttaa paikoitellen merkittävää rannikkovesien rehevöitymistä erityisesti fosforin säätelmissä estuaareissa (kuva 37). Enimmillään kasviplanktonin kokonaisbiomassa nousisi eräillä Pohjanlahden

rannikkovesialueilla 30–40 % nykyisestä. Avomereillä nousu on voimakkainta Perämerellä, jossa se on enimmillään 10 prosentin vaiheilla. Kotkan-Kymijoen edustalla tapahtuisi lievää (luokkaa 5 %) biomassan pienenemistä. Osassa Suomenlahden rannikkovesissä ja paikoin pohjoisella Itämerellä tapahtuisi lievää (+ 5–15 %) sinileväbiomassojen nousua.

Skenaario 1:ssä Kotkan-Kymijoen edustan yhdyskuntajäteveden kokonaistypikuormitus vähenee 548 tonnia/v. Vaikutukset jäävät mallilaskennassa vähäisiksi (kuva 38), joskin paikallismallin korkea resoluutio antaa Itämerimallia tarkemman kuvan erityisesti sisäsaariston muutoksista. Myös

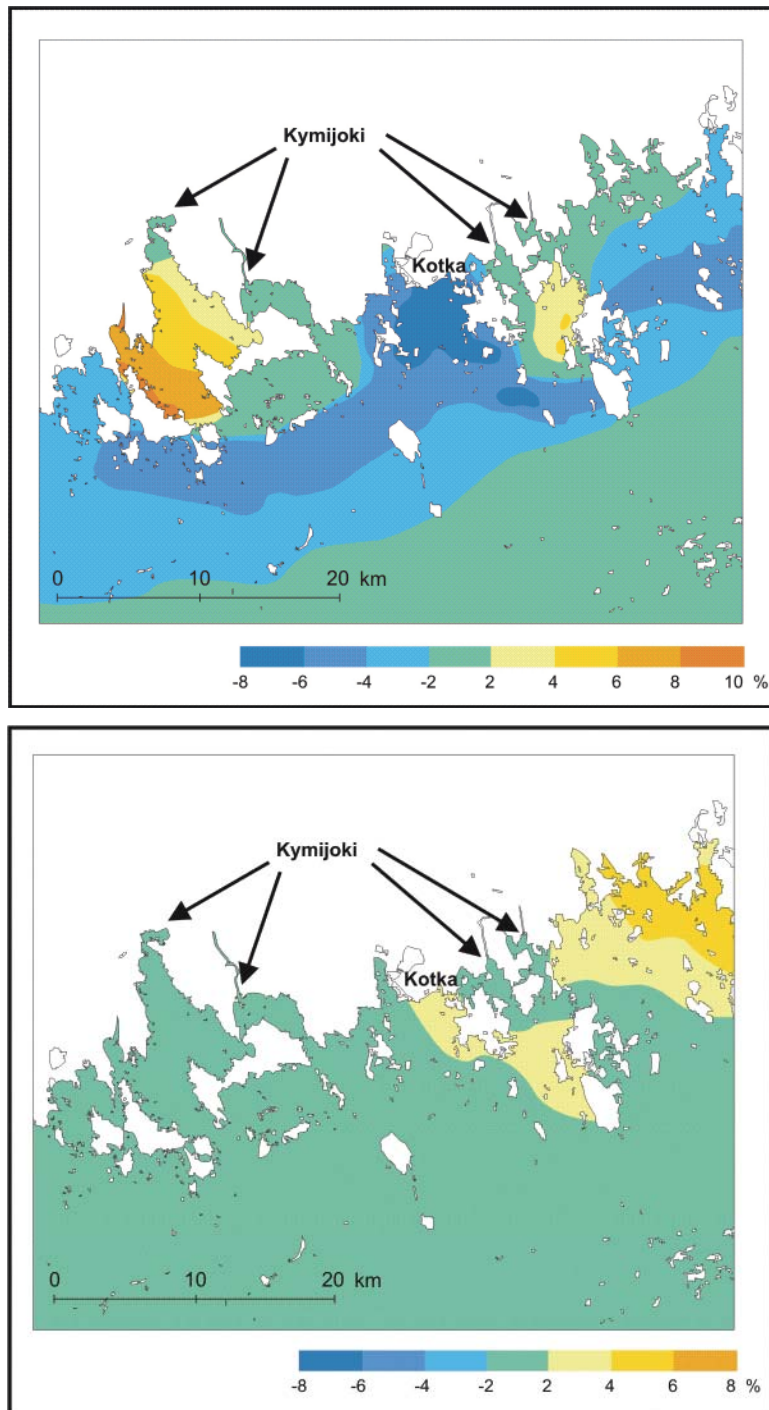


Kuva 38. Skenaario 1:n mukaiset muutokset Kotkan edustan merialueen tilassa. Yläkuvasssa kokonaisleväbiomassa ja alakuvassa typpeä sitovien sinilevien biomassa.

mallinnuksen pituus vaikuttaa tuloksiin; koko Itämeren mallilla laskettiin viiden vuoden ajanjaksoa kun taas paikallismallilla yhden vuoden jaksoa. Kasviplanktonin kokonaisbiomassa vähenee mallin kattamalla alueella 2–8 %, siten että suurin vähenemä esiintyy välittömästi kaupungin länsipuolella. Sinilevien biomassa lisääntyy skenaario 1:ssä 2–4% Kotkan kaupungin itäpuolella.

Skenaario 2:n mukaiset muutokset Kotkan-Kymijoen edustan yhdyskuntajätevesikuormitukseen vähentävät typpikuormitusta 544 tonnia vuodessa, mutta lisäävät fosforikuormitusta 44 tonnia vuo-

dessä. Tässäkin skenaariossa kokonaisbiomassa kasvaa 2–8 % suurimmassa osassa mallinnusaluetta (kuva 39), mutta Ahvenkoskenlahdella, jossa fosfori rajoittaa levien kasvua, biomassat kasvavat 2–10 %. Myös Mussalon puhdistamon lähivesillä biomassa kasvaa 2–4 %. Sinilevien biomassat nousivat kaupungin edustalla ja itäpuolella enimmillään 2–6 %.



Kuva 39. Skenaario 2:n mukaiset muutokset Kotkan edustan merialueen tilassa. Yläkuvassa kokonaisleväbiomassa ja alakuvassa tyyppiä sitovien sinilevien biomassa.

9.5

Johtopäätökset

Kummankin skenaarion vaikutukset Suomea ympäröivän Itämeren avomerialueisiin jäävät hyvin vähäisiksi. Tämä selittyy sillä, että kuormitusmuutosten osuus avomerialueiden ravinnevirroista on häviävän pieni. Lisäksi Perämerellä pelkästään fosfori rajoittaa perustuotantoa, joten typen lisäys ei siellä vaikuta ollenkaan avomeren tilaan. Ske-

naario 2:n mukaisella fosforilisäyksellä sen sijaan näyttäisi olevan lievä rehevöittävä vaikutus Perämeren avomerialueella.

Rannikkovesissä skenaario 1:n mukainen typen tehostunut poisto aiheuttaa suurimmassa osassa Suomen rannikkovesialuetta enimmillään 2 % muutoksen kasviplanktonbiomassaan. Suurim-

millaan vaikutus on Kotkan-Kymijoen edustalla, jossa paikallismalli ennustaa 2–8 % suuruista vähenemää kasviplanktonin kokonaisbiomassaan. Muutos olisi täälläkin suhteellisen pieni, mutta suurimmillaan Kotkan lähivesillä riittävän kattavalla seurannalla jo mitattavissa.

Skenaario 2 aiheuttaa varsin huomattavan fosforin lisäkuormituksen rannikkovesiin. Tämän seurauksena eräiden Pohjanlahden jokisualueiden kokonaisleväbiomassat kasvavat enimmillään 30–40 % nykyisestä. Typen vähenemisen vaikutukset näkyvät tässäkin skenaariossa selvimmin Kymijoen/Kotkan edustalla. Sinileväbiomassoja skenaario lisäisi erityisesti Saaristomerellä, enimmillään 20–30 % nykyiseen verrattuna.

10 Kuormituksen vähentämistavoitteet vuoteen 2015

10.1

Yleistä kuormituksen vähentämisestä

Seuraavassa esitellään lyhennettynä Suomen pintavesiin kohdistuvan ravinnekuormituksen vähentämistavoitteet vuoteen 2015, jotka on esitetty julkaisussa:

- Nyroos, H., Partanen-Hertell, M., Silvo, K. ja Kleemola, P. (toim.) 2006. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Taustaselvityksen lähtökohdat ja yhteenveto tuloksista. Suomen ympäristö 55. Helsinki 2006. Suomen ympäristökeskus.

10.1.1

Kuormituksen vähentämisen vaihtoehdot:

Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2015 -julkaisussa on ravinnekuormituksen vähentämiseksi esitetty seuraavat kolme vaihtoehtoa, joissa toimet ja keinot ovat kumuloituvia. *Typenpoistoon liittyvät kohdat on kursivoitu.*

Vaihtoehto 1 perustuu nykyisiin ohjauskeinoihin ja toimenpiteisiin ja niiden edelleen kehittämiseen sekä uusien selvästi tiedossa olevien keinojen käyttöön ottoon. Yhdyskuntien jätevesiä puhdistetaan pääasiassa rinnakkaissaostuksella, *eräillä laitoksilla tehostetaan typenpoistoa* ja lisäksi puhdistamoiden toimintavarmuutta parannetaan.

Vaihtoehdolla 1 ei arvioida olevan kovin suurta vaikutusta sisävesien rehevyytasoon. Vaihtoehto parantaa hieman rannikkovesien tilaa mm. sisäsaaristossa ja -lahdissa. Pietarin puhdistustoimet parantavat jonkin verran Suomenlahden tilaa. Vaihtoehto 1 ei juurikaan lisää kustannuksia ja nykyisin voimassa oleviin säännöksiin ja järjestelmiin verrattuna taikka kustannukset ovat hyvin vähäisiä.

Vaihtoehdossa 2 käytetään vaihtoehdossa 1 esitettyjen lisäksi myös muita uusia toimenpiteitä ja

ohjauskeinoja, samalla toimenpiteitä tehostetaan selvästi. Yhdyskuntien jätevesien ravinnekuormitusta vähennetään ottamalla käyttöön uutta tekniikkaa, *estämällä satunnaispäästöjä mm. lisäämällä jatkuvatoimisia mittauksia sekä keskittämällä jäteveden käsittelyä nykyistä suurempiin yksiköihin mm. siirtoviemärijärjestelyin.*

Toinen vaihtoehto parantaa jonkin verran erityisesti pahiten likaantuneiden sisävesien tilaa. Suomessa tehtävien toimien vaikutukset näkyvät selvimmin niillä rannikon alueilla, joilla veden vaihtuminen on huonoa. Pietarin vesiensuojelutoimien ansiosta Suomenlahden rehevyytaso alenee selvästi, mikä näkyy myös Suomenlahden rannikkovesialueilla. Vaihtoehdossa 2 aiheutuu lisäkustannuksia maatalouden vesiensuojelutoimista (käsitellään vaihtoehdon 3 yhteydessä), yhdyskuntien jätevesien puhdistuksen tehostamisesta, haja-asutuksen liittymisestä viemäriverkkoon sekä kiinteistökohtaisesta jätevesien puhdistuksen tehostamisesta. Teollisuudelle, metsätaloudelle, kalankasvatukselle ja turvetuotannolle aiheutuu myös jonkin verran lisäkustannuksia.

Vaihtoehdossa 3 ravinnekuormitusta vähennetään edelleen kaikkein edistyneimmillä tekniikoilla sekä eräissä tapauksissa rajoittamalla kuormitusta aiheuttavaa toimintaa.

Vaihtoehdossa 3 kertyy *lisäkustannuksia* erityisesti yhdyskuntien viemäriverkostojen saneerauksesta, uusista siirtoviemäreistä sekä *typenpoiston* ja yleensä prosessien *tehostamisesta*. Haja-asutusaluiden asukkaiden liittymisestä viemäriverkostoon sekä kiinteistökohtaisesta puhdistuksesta syntyy myös lisäkustannuksia.

10.1.2

Yhteenveto kuormituksen vähenemisestä eri vaihtoehdoilla

Edellä käsiteltyjen vaihtoehtojen perusteella vesistön tuleva fosforikuormitus laskee 10–50 % ja typikuormitus 25–50 % vaihtoehdosta riippuen. Suu-

Taulukko II . Arvio kuormituksen vähenemisestä tavoiteohjelman eri vaihtoehtoilla.

	Nyky-tila	1-vaihto ehto	2-vaihto ehto	3-vaihto ehto	Nyky-tila	1-vaihto ehto	2-vaihto ehto	3-vaihto ehto
Päästölähteet	Fosfori t/a	Fosfori väh-%	Fosfori väh-%	Fosfori väh-%	Typpi t/a	Typpi väh-%	Typpi väh-%	Typpi väh-%
Massa- ja paperiteollisuus	180	-5	-20	-50	2 600	0	-15	-30
Yhdyskunnat	220	-20	-40	-60	12 000	-30	-40	-50
Kalankasvatus	90	-15	-30	-40	730	0	-20	-30
Turkistarhaus	45	-20	-40	-50	430			
Turvetuotanto	15	-10	-25	-30	500	-5	-20	-25
Maatalous	2 600	-10	-15	-50	39 500	-10	-20	-50
Haja-asutus	360	-50	-65	-80	2 500	-30	-45	-65
Metsätalous	320	20	-5	-30	4 100	-15	-25	-30

rin vähennys saavutetaan fosforin osalta maataloudessa ja haja-asutuksessa, *typen osalta maatalouden jälkeen suurin merkitys on yhdyskuntien kuormituksen vähentämisellä.* Vaihtoehdon 3 mukaiset typenpoistonteostamisen kustannukset olisivat karkeasti arvioituna 400 milj. euroa. Luvut eivät sisällä esimerkiksi uusia viemäriverkoston liittymiä tai viemäriverkoston saneerauksia, joiden kustannukset voivat olla moninkertaisia em. lukuun verrattuna.

10.2

Yhdyskuntien typpikuormituksen vähentämisvaihtoehdot

Tämän luvun edellistä lukua yksityiskohtaisemmat yhdyskuntien jätevesiä koskevat tiedot on poimitu julkaisusta/julkaisuluonnoksesta:

- Rekolainen, S., Kauppi, L., Santala, E., Bäck, S., Mitikka, S., Pitkänen, H., Vuoristo, H., Silvo, K., Jouttijärvi, T., Kenttämies, K., Rautio, L.M., Polso, A., Kaukoranta E. ja Eerola, M. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Taustaselvitys, osa II, rehevöitymisen vähentäminen. Suomen ympäristökeskus. Luonnos 10.4.2006.

Jätevedet

Lähes kaikkien Suomen taajamien jätevedet on käsitelty puhdistamoissa jo 1980-luvun puolivälistä lähtien. Puhdistamoja, joissa käsitellään vähintään 50 asukkaan jätevedet, on noin 560 ja niiden verkostojen piirissä on noin 81 % väestöstä. Yhdyskuntien kuormitus on vähentynyt erityisesti orgaanisen aineen ja fosforin osalta. Niiden puhdistustehot ovat yli 95 %. *Typen puhdistustehon valtakunnallinen keski-*

arvo oli 46 % vuonna 2003. Yhdyskuntien jäteveden puhdistamoilta johdettiin vesistöön vuonna 2003 orgaanista ainetta 5 100 tonnia, fosforia 200 tonnia ja *typpeä 12 400 tonnia.* Kun otetaan huomioon Viikinmäen puhdistamon toiminnan tehostuminen vuosina 2004–05, *ylitti typenpoiston keskiarvo 50 % tason vuonna 2005.*

Vesiensuojeluohjelmassa *vuodelle 2005 asetetut tavoitteet on* orgaanisen kuormituksen ja *typen poiston osalta saavutettu* jo ohjelmakauden alkupuolella, mutta fosforin osalta tavoite jäi selvästi oikeasuuntaisesta trendistä huolimatta saavuttamatta vuoteen 2005 mennessä. Tämä johtunee osittain siitä, että *laitoksilla, joilla tehostettiin voimakkaasti typenpoistoa, on ollut ongelmia fosforinpoiston pitämisessä aiemmalla tasolla.* Fosforinpoiston tehostamista on kuitenkin mahdollista jatkaa siten, että tavoitteen mukaiseen 96 % keskimääräiseen poistotehoon päästään lähivuosina.

Asumisen, verkostoihin liittyneen teollisuuden ja muiden toimintojen tuottaman jäteveden laatu ei suuresti muuttune lähivuosina, joten puhdistamoille tulevaan ravinnekuormaan ei voida merkittävästi vaikuttaa. *Runsaan kolmenkymmenen vuoden aikana (1971–2004) puhdistamoille tulevan typpikuorman prosentuaalinen kasvu (89 %) on ollut lähes kaksinkertainen orgaanisen aineen (55 %) ja fosforin (52%) kuorman kasvuun verrattuna.* Merkittävimpänä syynä tähän lienee ruokavalion yleinen muuttuminen. Näiden kaikkien kolmen parametrin osalta *tulokuorma lisääntynee seuraavan kymmenen vuoden aikana nykytasosta edelleen jonkin verran, arviolta 15–20 %.* Osa lisäyksestä aiheutuu asukasmäärän kasvusta, mutta suurempi vaikutus on aiemmin viemäriverkostojen ulkopuolella sijainneiden kiinteistöjen liittymisellä keskitettyjen verkostojen piiriin. Kiinteistökohtaisia jätevesijärjestelmiä koskeva talousjätevesiasetus tehostaa myös saostussäiliöistä ja umpisäiliöistä poistetta-

van lietteen kuljetusta käsiteltäväksi jäteveden puhdistamoille, millä voi paikoitellen olla hyvin merkittävä tulokuormaa lisäävä vaikutus.

Jäteveden sisältämää typpi- ja fosforimäärää ja samalla myös päästöjä voitaisiin pienillä paikkakunnilla vähentää myös toteuttamalla laajoilla uudisrakentamisalueilla virtsan erilliskeräys ja tuotteen jalostaminen lannoitekäyttöön sopivaksi. Erottelevien käymälöiden laajamittainen käyttö viemäriverkostojen piirissä olevissa yhdyskunnissa ei kuitenkaan tämän ohjelman aikajänteellä ole realistista. Fosforin vähentämiseen voidaan vaikuttaa käymäläratkaisujen lisäksi myös pesuainevalinnoilla, mutta 1990-luvun alkuvuosina tapahtuneen fosfaatittomiin pyykinpesuaineisiin siirtymisen vaikutuskin näyttää huvenneen, osittain ehkä ympäristömerkkivaatimusten lieventämisen myötä. Tekniikka kuitenkin mahdollistaa fosforin poistossa puhdistamoilla vielä nykyistäkin paremmat tulokset, samoin typen poiston edelleen kehittämisen. Se, kuinka hyvin tuloksiin käytännössä päästään, ratkaistaan osaamisen ja tekniikoiden valinnan lisäksi ensisijaisesti taloudellisella panostuksella. Esimerkiksi Helsingin Vedellä on ollut käytössä uusi jälkisuodatuslaitos Viikinnäen puhdistamolla vuodesta 2004 alkaen ja siellä on päästy erittäin hyvin typenpoistotuloksiin, jopa 90 %:n reduktioon, jolloin lähtevän veden kokonaistyyppipitoisuus on vain 4 mg/l.

Päättäjiä puhdistamoiden tehostamisessa ovat viemärlaitosten johto sekä kunnan luottamusmiehet, joiden välityksellä asiakkaiden eli asukkaiden ympäristötietoisuuden tulisi päästä vaikuttamaan. Asiakkaiden maksukyky ei Suomessa ole kansainvälisesti tarkasteltuna ongelma ja maksuhalukkuuskin on varsin korkeata tasoa. Siihen voidaan vielä vaikuttaa hyvillä esimerkeillä. Tekniikoiden valinnassa voitaisiin alla esitetyn vaihtoehtotarkastelun lisäksi vertailla toisaalta biologista ja kemiallista fosforin poistoa. Biologinen fosforin poisto ei ole niin tehokas kuin kemiallinen, mutta sen muut ympäristövaikutukset ovat vähäisemmät kuin kemiallisella menetelmällä. Kemiallista fosforin poistoa voidaan parantaa erittäin tehokkaaksi optimaalisen runsaalla saostuskemikaalien käytöllä. Kemikaalin käyttö taas lisää käyttökustannuksia. Nykyisen linjauksen muuttaminen edellyttäisi ympäristövaikutusten ja kokonaistaloudellisuuden perusteellista tutkimista.

Vaihtoehtojen yhteydessä on esitetty kustannustarkasteluja lähinnä investointien osalta. Kuitenkaan lietteenkäsittelystä aiheutuvia kustannuksia ei ole tässä arvioitu.

Vaihtoehto 1: Oletuksena tässä vaihtoehdossa on, ettei puhdistamoiden määrä merkittävästi vähenä ja pääasiallisena tekniikkana käytetään edelleen rinnakkaissaostusta fosforin poistamiseksi. Lupien

uusintaprosesseissa, joita jokaisella puhdistamolla on ainakin yksi ennen vuotta 2015, tiukennetaan lievästi orgaanisen aineksen ja fosforin käsittelyvaatimuksia nykyisestä. Tällöin fosforireduktiossa päästään valtakunnallisena keskiarvona tasolle 96 %. Vuotovesien vähentämiseen kiinnitetään huomiota, mutta suuria investointeja verkostojen saneeraamiseksi ei tehdä. Tällöin kokonaistypen vähintään 70 %:n reduktiota vaaditaan kaikilla yli 100 000 avl:n puhdistamoilla ja myös kokoluokassa 10 000–100 000, jos jätevedet johdetaan mereen. Joillekin laitoksille aiheutuu tässä vaihtoehdossa lisäkustannuksia typen poistosta. Arvioidut investointikustannukset olisivat kaikkiaan 200 milj. €.

Vaihtoehto 2: Vaihtoehdossa tehostetaan puhdistusta yhdistämällä viemäriverkostoja keskuspuhdistamoille. Siirtoviemäreitä rakennetaan nykyistä enemmän. Vuotovesien vähentämistä tehostetaan lisäämällä merkittävästi verkostojen saneerausta. Fosforia poistetaan puhdistamoilla yli 97 %. Typenpoistossa käytetään edelleen nitrifikaatioon ja denitrifikaatioon perustuvaa tekniikkaa. Tehokas typenpoisto on käytössä suuremmilla puhdistamoilla, joiden osuus puhdistamoiden kokonaismäärästä on varsin pieni, mutta kokonaisjätevesimäärästä jo merkittävä. Viidellä suurimmalla puhdistamolla on poistettava kokonaistyyppiä 80 % ja muilla yli 10 000 avl:n laitoksilla keskimäärin 60 %.

Useille laitoksille aiheutuu lisäkustannuksia. Typenpoiston tehostamisinvestointien kustannukset ovat arviolta 300 milj. €. Viemäriverkostojen saneerauksen lisääntymisestä aiheutuvat kustannukset ovat tässä vaihtoehdossa suuruusluokkaa 500 milj. €. Siirtoviemäreiden rakentamisesta arvioidaan aiheutuvan lisäkustannuksia 100 milj. €. Lisääntyvistä puhdistamoiden käyttökustannuksista (fosforinpoistokemikaalit, typenpoiston hiililähde, energia) ei ole mahdollista esittää euromääräistä arvioita, mutta nekin ovat suuremmat kuin 1. vaihtoehdossa.

Pääasiallisena ohjauskeinona ovat ympäristölupamenettely ja kaavoitus. Vaihtoehdon toteutusta voidaan edesauttaa kehittämällä puhdistamoiden toimivuuden benchmarkingmenettelyä, tehostamalla laitoshoitajien jatkokoulutusta ja suuntaamalla jätevesimaksun tuotot tiukasti laitoksen toimintaan sekä jossain määrin myös ohjaamalla valtion rahoitustukea. Vesihuollon kehittämissuunnitelmien ohjeistusta parannetaan.

Vaihtoehto 3: Vaihtoehdossa edistetään jätevesien puhdistuksen tehostamista myös yhdistämällä merkittävä osa laitoksista hallinnollisesti ja aktiivimalla viemäriverkostojen yhdistämistä suuremmiksi kokonaisuuksiksi. Tällöin voidaan helpommin turvata ammattitaitoisen henkilökunnan riittävyys vähäisemmällä määrällä suuria keskus-

puhdistamoita. Yhdistämisen mahdollistamiseksi siirtoviemäreitä rakennetaan selvästi vaihtoehtoa 2 enemmän. Samalla pyritään saamaan verkostoihin liitetyn mahdollisimman suuri osa viemäriinjojen lähettyvillä sijaitsevasta hajaasutuksesta. Pitkien siirtoviemäreiden haittapuolena voi tosin olla jäteveden lämpötilojen aleneminen, mikä hidastaa puhdistamossa typenpoiston mikrobiologisia reaktioita ja allastilojen tarve kasvaa. Fosforin poistossa käytetään kaikkein kehittyneimpiä tekniikoita, vaikka se merkitsisi saostuskemikaalien kulutuksen lisääntymistä. Vuotovesien vähentämistä tehostetaan. Puhdistamoiden fosforinpoisto on 98–99 %:n tasolla, jotta normaalitoiminnan aikainen hyvä tulos kompensoi mahdollisten ohijuoksutusten aiheuttaman lisäkuormituksen. Ohijuoksutusmahdollisuudet verkostossa minimoidaan ja laitoksella ohijuoksutettavia vesiä varten järjestetään kemiallinen käsittely. Typen poistossa edellytetään enintään 15 mg/l lähtevän kokonaistypen vuosikeskiarvoksi kaikilla 10 000–100 000 avl:n laitoksilla ja enintään 10 mg/l yli 100 000 avl:n laitoksilla. Suurimmilla laitoksilla prosessia ajetaan pyrkien mahdollisimman tehokkaaseen typenpoistoon hiililisäyksillä kustannuksista välittämättä, jolloin reduktion valtakunnallinen keskiarvo nousisi yli 75 %:n. Tällöin noin viidellä suurimmalla laitoksella reduktio olisi tasolla 90 % ja muilla yli 10 000 avl:n puhdistamoilla keskimäärin yli 70%. Typenpoiston laajentaminen koskemaan kaikkia yli 10 000 avl:n laitoksia vaatii useimmilta puhdistamoilta uudelleen suunnittelua ja laajentamista, minkä pahimmaksi esteeksi voi muodostua osaavien suunnittelijoiden puute.

Viemäriverkostojen saneerauskustannukset tässä vaihtoehdossa ovat suuruusluokkaa 2 300 milj. €. Siirtoviemäreistä aiheutuu lisäkustannuksia arviolta 200 milj. €. Typenpoistosta ja muista prosessien tehostamisesta aiheutuvat investointikustannukset olisivat 400 milj. €. Käyttökustannukset lisääntyvät merkittävästi myös 2. vaihtoehtoon verrattuna, samoin liitemäärät, joiden kustannusvaikutuksia ei ole arvioitu.

Edelleenkin pääasiallisina ohjauskeinoina ovat tässäkin vaihtoehdossa ympäristölupamenettely ja kaavoitus. Tämän vaihtoehdon toteutuminen edellyttää prosessien ja menettelytapojen kehittämistä, puhdistamoiden toimivuuden benchmarking-menettelyn voimakasta tehostamista, laitoksista ja niiden hoidosta vastaavien motivointia, jätevesimaksutuottojen suuntaamista vain laitoksen investointija käyttötoimintaan (edellyttää vesihuoltolain muuttamista) sekä valtion rahoitustuen lisäämistä ja valikoitua kohdentamista. Vesihuollon kehittämisseurannitelmien vaikuttavuutta parannetaan muuttamalla kaavoitustuen kriteerit.

10.3

Tehostetun typenpoiston vaikutus yhdyskuntien typpikuormitukseen

Mikäli Suomen kaikkien yli 10 000 avl:n laitosten typenpoistoteho olisi vähintään 70 % (jos puhdistusteho oli v. 2005 yli 70 %, laskelmissa käytettiin tätä yli 70 % arvoa), sisä- ja rannikkovesiin yhdyskunnista johdettava typpikuormitus vähenisi vuoden 2005 n. 9 000 tonnista n. 5 200 tonniin vuodessa eli runsaat 40 % nykytasosta. Mikäli muiden piste- ja hajakuormituslähteiden typpikuormitus säilyisi aiemmalla tasolla, yli 10 000 avl:n laitosten osuus pintavesiin kohdistuvasta ihmisperäisestä typpikuormituksesta vähenisi tällöin 12 %:sta noin 7 %:iin.

Mikäli yli 70 % poistoteho vaadittaisiin vain laitoksilla, jotka johtavat jätevetensä (i) suoraan Itämereen tai (ii) lähes suoraan Itämereen eli sinne laskeviin järveksiin jokivesistöihin (yhteensä 52 laitosta), pintavesien typpikuormitus vähenisi n. 9 000 tonnista n. 7 100 tonniin vuodessa eli runsaat 20 % v. 2005 tasosta ja vähennyksen hyödyt kohdistuisivat suoraan Itämereen. Mikäli muiden piste- ja hajakuormituslähteiden typpikuormitus säilyisi aiemmalla tasolla, yli 10 000 avl:n laitosten osuus pintavesiin kohdistuvasta kaikesta ihmisperäisestä typpikuormituksesta vähenisi 12 %:sta vajaaseen 10 %:iin. Tässä vaihtoehdossa typenpoistoteho olisi 70 % tai enemmän kaikilla muilla Suomen yli 10 000 avl:n puhdistamoilla paitsi Vuoksen vesistöalueen (päävesistö 4) puhdistamoilla (12 kpl) sekä Kymijoen (päävesistö 14) ja Kokemäenjoen (päävesistö 35) vesistöalueiden ylempien osien puhdistamoilla. Kymijoen vesistöalueen alaosilta järveksiin jokivesistöihin jätevetensä laskeviksi taajamiksi katsottiin kuuluviksi Anjalankoski, Valkeala ja Kuusankoski. Kokemäenjoen vesistöalueelta vastaaviksi laskettiin Porin ja Ulvilan puhdistamot. Oulujoen vesistöalueella Oulujärven yläpuolella oleva Kajaani sekä Kemijoen vesistöalueen Kemijärvi katsottiin kuuluviksi sisävesiryhmään eli merkittävä osa niiden typpikuormituksesta arvioitiin pidättyvän järviin. Rovaniemen katsottiin kuuluvan vähintään 70 % puhdistustehokkuuden ryhmään, koska sen jätevedet laskevat ajoittain typpirajoitteeseen, lyhytviipymäiseen Kemijokeen. Kuusamon jätevedet päätyvät Vienanmereen, joten Kuusamo jätettiin kokonaan Itämeren valuma-alueen typpitarkastelun ulkopuolelle.

Mikäli tarkastelu halutaan rajata vain Itämereen päätyvään typpikuormitukseen ja edellisen kappaleen mukaiseen 70 % poistotehoon muualla kuin järvaltaisilla sisävesillä lisätään sisävesiin luon-

taisesti pidättyvä typpi (keskimääräinen pidättymisarvio 35 %, kts. luku 7.2), Itämereen kohdistuva typpikuormitus vähenisi 5 800 tonniin vuodessa eli noin kolmanneksen vuoden 2005 tasosta.

Mikäli vesistöalueiden ylempiin osiin jäteve- tensä laskevien puhdistamoiden v. 2005 typpi- kuormituksesta n. 50 % pidättyisi vesistökulkeu- tumisen aikana, se vastaisi Itämeren kannalta 70 % typenpoistotehoa näillä laitoksilla. Edellisessä

kappaleessa mainittu 35 % pidättymiskeskisarvo sisältää myös järvettömät rannikkoseudut. Todelli- suudessa järvivaltaisiin sisävesiin pidättyy typpeä tätä enemmän, joskin pidättäminen vaihtelee hy- vin paljon erityyppisten järvien välillä. Kolmessa- toista suomalaisessa järvestä (kts. luku 8.3) typen pidättäminen oli keskimäärin noin 40 %.

11 Typenpoisto ja typenpoistotekniikat – nykytilanne vs. tulevaisuuden mahdollisuudet

11.1

Typenpoistotekniikat

Suomessa rakennetut typenpoistolaitokset ovat tavallisimmin aktiivilietelaitoksia, jotka on varustettu hapettomilla ja hapellisilla altailla niin, että niissä tapahtuu biologinen typenpoisto denitrifikaation ja nitrifikaation avulla (DN-prosessi). DN-prosessissa on ensin hapeton ja sekoitettu denitrifikaatioallas ja sen perässä hapellinen ilmastettu nitrifikaatioallas. Jotta nitrifikaatiossa muodostunut nitraatti saataisiin denitrifioitavaksi, on prosessissa aktiivilietteen kierrätys nitrifikaatio-osasta denitrifikaatio-osaan. Denitrifikaatiossa nitraatti muuttuu typpikaasuksi. Altaiden järjestys on valittu käänteiseksi reaktioiden järjestykselle, koska näin saadaan hyödynnettyä tulevan veden sisältämä orgaaninen aine denitrifikaatiossa. Nitrifikaatioallasta ei myöskään DN-prosessissa tarvitse rakentaa niin suureksi, että orgaanisen aineen poisto tapahtuisi jo siinä nitrifikaation ohella. Nitrifikaatio kuluttaa veden alkaliteettia ja denitrifikaatio puolestaan palauttaa siitä puolet, joten tässä DN-prosessissa saadaan säästöä myös alkalointikemikaalin kulutuksessa. Nitrifikaatio on herkkä pH:n laskulle, joten se voi itse laskea pH:n niin alas, että nitrifikaatio lakkaa toimimasta. Alkalointikemikaalin syöttöön joudutaan varautumaan DN-prosesseissa. Typeä voidaan poistaa myös prosessilla, jossa nitrifikaatio on ennen denitrifikaatiota (ND-prosessi), mutta sen käyttökulut ovat suuremmat kuin DN-prosessin. Etuna taas on mahdollisuus päästä jopa 90–95 % typenpoistotehoon.

DN-prosessin typenpoistoteho riippuu tulevan veden sisältämän orgaanisen aineen pitoisuudesta suhteessa typen pitoisuuteen ja kierrätysasteesta suhteessa tulevan veden virtaamaan. Mitä enemmän orgaanista ainetta on suhteessa tyyppiin ja mitä suurempi kierrätysaste on, sitä parempi typenpoistoteho on mahdollista. Prosessin huonona puolena on, että sillä ei päästä yleensä 60–70 %

parempaan typenpoistotehoon. Se on silti ollut Suomessa tilaajien ja suunnittelijoiden suosiossa pienempien käyttökulujensa puolesta.

Muita vaihtoehtoja typenpoiston toteuttamiseen ovat erilaiset biologiset suodattimet ja niiden yhdistelmät aktiivilieteprosessiin. Kun vanhoja laitoksia uusitaan, voidaan päätyä hyvinkin yksilöllisiin ratkaisuihin yhdistelemällä näitä tekniikoita. Sekä denitrifikaatio että nitrifikaatio voidaan toteuttaa biologisessa suodattimessa. Biologista suodatinta voidaan käyttää myös jälkikäsittelynä typenpoistolaitoksen jälkeen (denitrifikaatiosuodatin) tai orgaanista ainetta ja fosforia poistavan laitoksen jälkeen (nitrifikaatiosuodatin ja denitrifikaatiosuodatin). Denitrifikaatiosuodattimiin annostellaan metanolia tai muuta orgaanista ainetta hiilen lähteeksi denitrifikaatioreaktiota varten.

Joillakin laitoksilla typenpoisto on mahdollista ilman erityistä typenpoistoprosessia, jos tuleva vesi sisältää erityisen paljon orgaanista ainetta. Tyyppillisesti elintarviketeollisuuden jätevedet voivat nostaa orgaanisen aineen määrää niin paljon, että tyyppi sitoutuu biomassaan orgaanisen aineen poiston yhteydessä (assimilaatio).

Typenpoistotehon 70 % saavuttaminen on mahdollista esimerkiksi seuraavilla tekniikoilla:

- DN-prosessilla aktiivilietelaitoksessa voidaan saavuttaa 70 % teho, jos orgaanisen aineen ja typen suhde on riittävän korkea tulevassa vedessä
- Aktiivilietelaitoksen DN-prosessiin voidaan lisätä metanolia hiilenlähteeksi denitrifikaatio-osaan jos orgaanisen aineen ja typen suhde tulevassa vedessä ei aivan riitä 70 % typenpoistotehoon (esim. Espoon Suomenojan puhdistamo)
- Aktiivilietelaitoksen DN-prosessi täydennettynä jälkidenitrifikaatiolla biologisessa suodattimessa mahdollistaa 90–95 % typenpoistotehon (esim. Helsingin Viikinmäen puhdistamo)

- Nitrifikaatio ja denitrifikaatio biologisissa suodattimissa mahdollistaa 90–95 % typenpoistotehon
- ND-prosessilla aktiivilietelaitoksessa voidaan poistaa typestä 90–95 %

Myös muita vaihtoehtoja on olemassa, mutta niitä ei ole toteutettu Suomessa tähän mennessä, eikä niitä tunneta yhtä hyvin.

11.2

Kustannukset

Suunnittelukeskus teki vuonna 2001 selvityksen typenpoiston toteuttamisen kustannuksista ympäristöministeriölle. Silloisen hintatason mukaan 70 %:n typenpoiston vaatimat investoinnit yli 10 000 avl:n laitoksilla maksaisivat 1 200 miljoonaa Suomen markkaa (200 M€). Käyttökulut lisääntyisivät 40 miljoonaa Suomen markkaa vuodessa (7 M€/a).

Klaukkalaan vuonna 2005 rakennettu kallio-puhdistamo maksoi noin 15 M€. Sen alkuperäinen kustannusarvio oli 10 M€. On mahdollista, että kustannukset lasketaan liian pieniksi, koska toteutuvat rakennuskustannukset määräytyvät pitkälti senhetkisen rakennusurakoitsijoiden työtilanteen mukaan. Näin kävi Klaukkalankin tapauksessa. Rakennusurakan lopullista hintaa ei pystytty arvioimaan suunnitteluhetkellä ja hinta voi olla jopa kaksinkertainen.

Mikäli Suomen puhdistamoista useita kymmeniä täytyy uusia pikaisella aikataululla, markkinat saattavat ylikuumentua ja hintataso karata käsistä. Lopullista hintatasoa on perin vaikea ennustaa. Direktiivin toimeenpano saattaa johtaa tällaiseen tilanteeseen. Joka tapauksessa Suomen suunnittelu- ja rakennusurakoitsijakapasiteetti ei riitä, jos useita kymmeniä puhdistamoita pitää uusia perusteellisesti pikaisella aikataululla.

Kun jokin jätevedenpuhdistamo päätetään uusia, kuluu aikaa useita vuosia, ennen kuin projekti on lopullisesti toteutunut. Aikaan vaikuttavat suunnittelun kesto, mahdollisen uuden paikan hakeminen, valituskierrokset, tarvittavien muutosten laajuus, suunnittelu- ja rakennuskapasiteetin saatavuus.

Kesällä 2007 Suunnittelukeskus päivitti YM:n toimeksiannosta selvityksen yli 10 000 avl:n suurien yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden tehostetun typenpoiston (vähintään 70 % reduktio) toteuttamisen kustannuksista (Suunnittelukeskus 2007). Selvityksen mukaan 17 puhdistamon teho oli yli 70 % vuonna 2005. Lisäksi kahdeksalla puh-

distamolla oltiin tekemässä toimia, jotka nostavat/nostivat typenpoiston tehon 70 %:iin. Viisi laitosta oltiin liittämässä suurempiin puhdistamoihin tai ne laskivat puhdistetut jätevetensä Itämeren valuma-alueen ulkopuolelle, joten niitä ei huomioitu raportissa. Loput 60 laitosta jaettiin neljään ryhmään lupaehtojen ja purkuvesistön viipymän mukaisesti (kuva typen pidättymistä). Selvityksessä arvioitiin investointikustannukset ja vuotuisten käyttökustannusten lisäys. Mikäli sisävesien luonnollista typenpidätystä ei huomioida, typenpoiston tehostaminen 70 %:n tasolle aiheuttaisi 162 M€ kustannukset. Kun sisävesien luontainen typpireduktio otettiin huomioon 70 %:n tasoa laskettaessa, kokonaiskustannukset alenivat 105 M€:oon. Ensimmäisessä vaihtoehdossa vuotuisten käyttökustannusten lisäykseksi arvioitiin 5,6 M€ ja jälkimmäisessä 4.3 M€.

Typenpoiston toteuttamisen vaihtoehdot direktiivin kannalta

Yhdyskuntajätevesidirektiivi antaa ainakin kolme mahdollisuutta typenpoisto toteuttamiseen kansallisesti, kun puhutaan typelle herkästä vastaanottavasta vesistöstä:

1. Poistetaan typestä 70 % kaikilla yli 10 000 avl:n laitoksilla
2. Poistetaan 75 % kaikille Suomen laitoksille yhteensä tulevasta typestä. Tällöin olisi kannattavaa panostaa isompien laitosten typenpoiston tehostamiseen tasolle 90–95 %
3. Poistetaan typpeä tehokkaasti vain lämpötilassa yli 12 astetta. Tällöin suurin lähtevän veden typpipitoisuus olisi 20 mg/L vuorokauden kokoomanäytteestä. Käytännössä puhdistamoa jouduttaisiin ajamaan noin 15 mg N/L pitoisuustavoitteella, jotta olisi riittävä varmuuskerroin pitoisuuden 20 mg N/L ylittymisen varalta.

Vaihtoehdon 2 toteuttaminen olisi mahdollista, jos Suomen 18 suurinta puhdistamoa poistaisivat typpeä 90-prosenttisesti, ja muiden puhdistamoiden typenpoisto olisi vuoden 2005 tasolla. Puhdistamot ovat suuruusjärjestyksessä tulevan typpikuormituksen mukaan: Helsinki, Turku, Tampere (Viinikanlahti), Jyväskylä, Oulu, Espoo, Hämeenlinna, Lappeenranta, Kuopio, Vaasa, Pori, Rovaniemi, Kaarina, Lahti (Karinemi), Tampere (Rahola), Joensuu ja Seinäjoki. Näistä Helsinki pystyy tällä hetkellä poistamaan typestä yli 90 %. Muille laitoksille täytyisi rakentaa tarvittavat biologiset jälkidenitrifikaatiosuodattimet. Typenpoistolaitoksia näistä olivat jo vuonna 2005 Turku, Espoo, Hämeenlinna, Lappeenranta, Kaarina, Lahti

(Kariniemi) ja Seinäjoki. 70 %:n typenpoistotehoon ylsivät vuonna 2005 Turku, Espoo, Kaarina ja Lahti (Kariniemi). Tampereen Viinikanlahti, Jyväskylä, Oulu, Kuopio, Vaasa, Pori, Rovaniemi, Tampereen Rahola, ja Joensuu täytyisi uusien typenpoistolaitoksiksi. Kaikki nämä puhdistamot tarvitsisivat myös allaslaajennuksia typen poiston toteuttamiseen.

Toinen vaihtoehto 75 % toteuttamiseen olisi poistaa typpeä 70-prosenttisesti puhdistamoilla, jotka laskevat jätevetensä suoraan mereen tai selälaiseen jokeen, jossa ei typpeä pidäty. Sisämaan puhdistamolla typenpoistoa ei tehostettaisi, sen sijaan suurimmilla puhdistamoilla poistettaisiin tyytystä 90 %. Helsinkiä lukuun ottamatta puhdistamot pitäisi täydentää joko jälkidenitrifikaatiolla suodattimissa tai ensin typenpoistolaitokseksi liisätyinä jälkidenitrifikaatiolla.

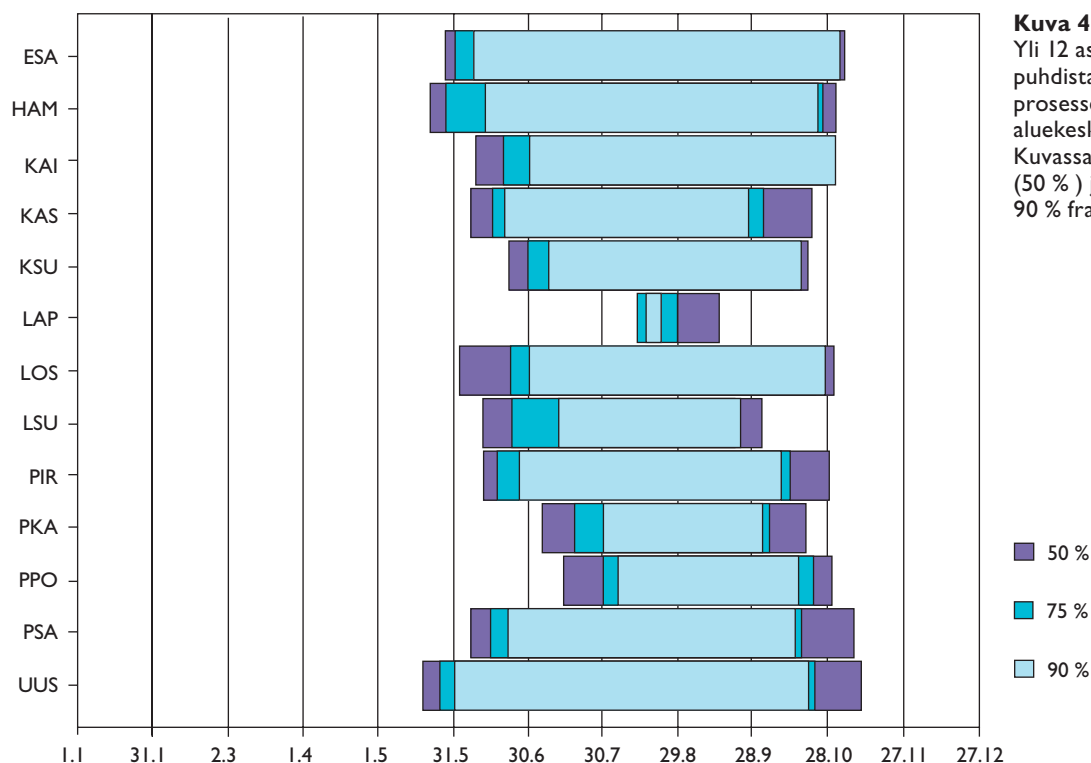
Vaihtoehdon 3 toteuttamista silmällä pitäen YM teetti SYKellä selvityksen puhdistamoiden lämpötiloista (Rantanen ym. 2003). Tavoitteena oli antaa yleispätevä sääntö, jonka avulla ilmastolliset olosuhteet otettaisiin huomioon typenpoistovoittoa annettaessa. 12 asteen säännön soveltaminen aiheuttaisi todennäköisesti vuosittaisia ongelmia velvoitteen voimassaolon määrittämisessä puhdistamoilla, joille tällainen lupa olisi annettu. Vesihuoltolaitoksen ja viranomaisen kesken syntyisi helposti erimielisyyttä siitä, onko velvoite ollut voimassa. Siksi säännön soveltaminen vaatisi yksinkertaistamista. Tässä selvityksessä otettiin lähtökohdaksi yli 12 asteen jakson sitominen ka-

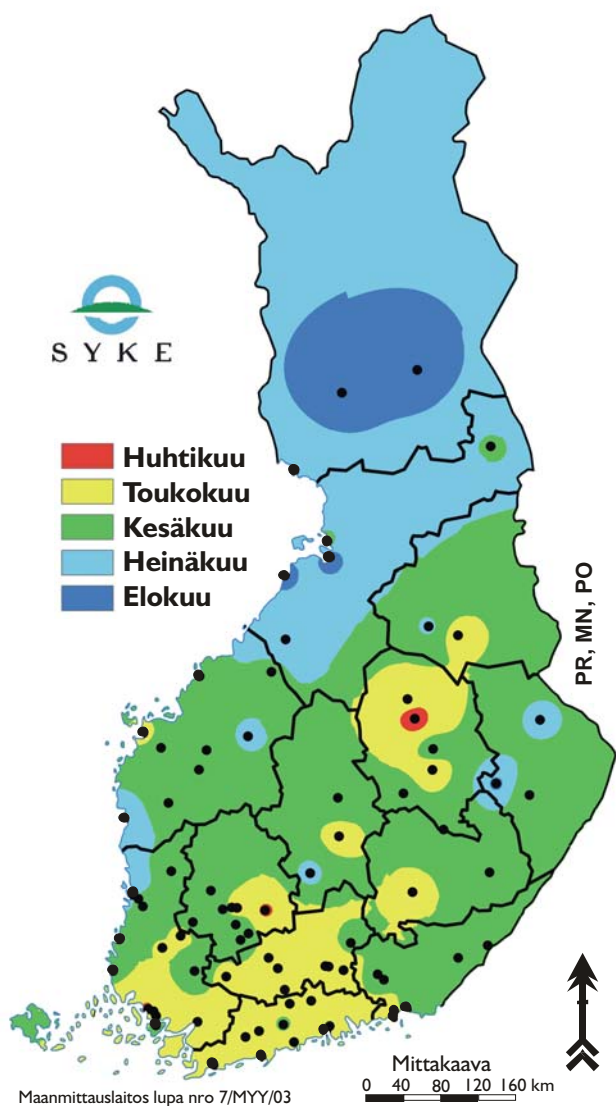
lenteriin maantieteellisillä alueilla tai puhdistamokohtaisesti.

Selvitystä varten kerättiin jätevesien lämpötiloja yli 9 000 avl:n puhdistamoilta vuoden 1999 tilastojen perusteella. Avl:n rajaksi otettiin 9 000 eikä 10 000, koska ne vaihtelevat vuosittain. Avl määritetään Suomessa vuoden suurimman päivittaisen kuorman perusteella biologisena hapenkulutuksena. Selvitystä varten pyydettiin puhdistamoilta päivittäin kerättyjä jätevesiprosessin lämpötilan vuorokausikeskiarvoja vuosilta 1997–2001.

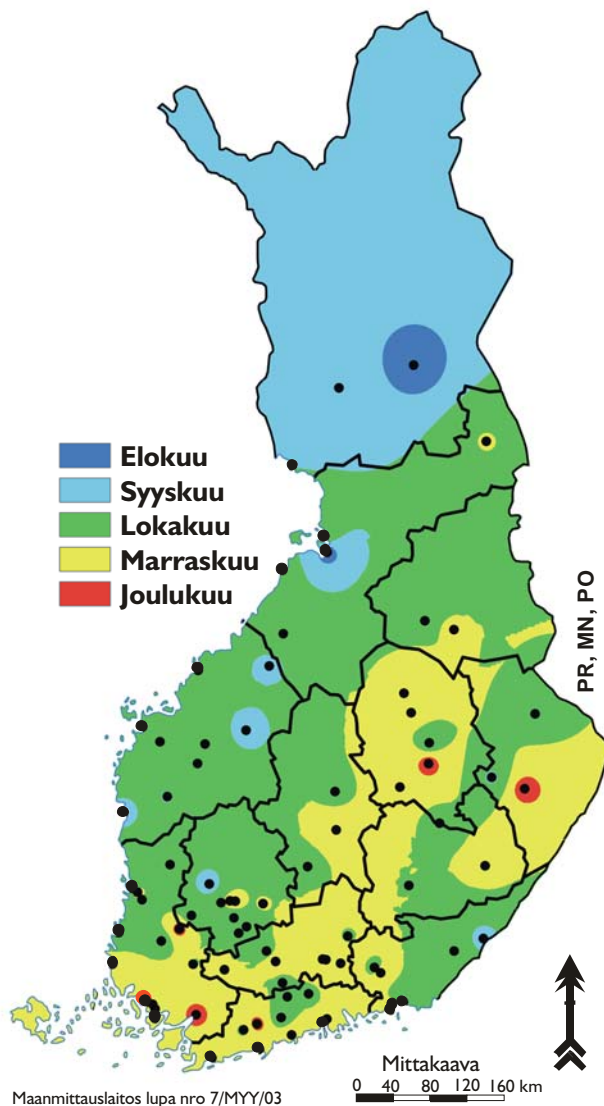
Aluekeskuksittain tarkasteltuna puhdistamoiden prosessit ovat yli 12-asteisia maksimissaan viisi kuukautta vuodessa. Yli 12 asteen jakso lyhenee lähes olemattomiin pohjoiseen päin mentäessä (kuva 40). Typenpoistoa voitaisiin helpottaa ainakin seitsemänä kuukautena vuodessa. On kuitenkin huomattava, että laitoksien täytyy kyetä poistamaan typpeä myös kylmänä aikana, muuten ne eivät voi saada typenpoistoa käyntiin lämpimänä aikana. Laitokset täytyy siis mitoittaa typenpoistolaitoksiksi. Ympärivuotinen typenpoistoteho olisi suunnilleen 60 % luokkaa.

Kuvissa 41 ja 42 on puhdistamokohtainen karttatarkastelu 12 asteen alkamis- ja loppumisaikakohdasta. Aluekeskuskohtainen yli 12 asteen jakson määrytyminen suosii joitakin laitoksia ja rankaisee toisia. Säännön soveltaminen suosii viemäriverkon kunnostustoimenpiteitä ja kylmien hule- ja sulamisvesien pääsyn estämistä viemäriverkostoon.





Kuva 41. Yli 12 asteen jakson alkujakohta yli 10 000 avl:n puhdistamoilla vuosina 1997–2001 tietojen perusteella.



Kuva 42. Yli 12 asteen jakson loppujakohta yli 10 000 avl:n puhdistamoilla vuosina 1997–2001 tietojen perusteella.

12 Yhteenveto ja johtopäätökset – onko yhdyskuntien typpikuormituksen vähentäminen perusteltua Suomen sisävesien ja Itämeren tilan kannalta?

Euroopan komissio haastoi Suomen 25.7.2007 Euroopan yhteisöjen tuomioistuimeen (EYTI) yhdyskuntajätevesidirektiivin rikkomisesta. Komissio katsoi, että Suomen kaikkien Itämeren valuma-alueella sijaitsevien yli 10 000 asukasvastineluvun (avl) jätevedenpuhdistamoiden on noudatettava tehostettua typenpoistoa (vähintään 70 % typenpoistoteho). Komissio perusteli vaatimusta erityisesti sillä, että typpi on Itämeren ensisijainen minimiravinne. Tämän vuoksi typpikuormituksen leikkaaminen koko Itämeren valuma-alueella vähentäisi komission mielestä meren rehevöitymistä. Suomi pitää kannetta aiheettomana ja katsoo, että typenpoiston tarve voidaan selvittää ja päättää tapauskohtaisesti laitosten ympäristöluvuissa. Suomen mielestä sisämaan laitoksilla tehostettu typenpoisto ei pääsääntöisesti ole tarpeellista, koska niiden purkuvesistöt ovat useimmiten fosforirajoitteisia ja toisaalta koska osa tuestä pidätty sisävesiin ennen typpiherkkää Itämerta.

Yhdyskuntien ympäristöluvan alaisilta jätevedenpuhdistamoilta (> 100 avl:n laitokset) johdettiin vuonna 2005 noin 11 350 tonnia typpeä Suomen pintavesiin. Tämä kattoi runsaat 15 % Suomen pintavesiin kohdistuvasta ihmisperäisestä typpikuormituksesta (n. 75 000 t/a). Direktiivin piiriin kuuluvien yli 10 000 avl:n puhdistamojen kuormitus oli v. 2005 noin 9 000 tonnia eli vajaat 12 % pintavesiin kohdistuvasta ihmisperäisestä typpikuormituksesta.

Vuonna 2005 yli 10 000 avl:n puhdistamoista (yhteensä 89 laitosta) 18 poisti typpeä vähintään 70 % teholla. Alle 40 % tehoon jäi 39 puhdistamo. Keskimääräinen typenpoistoteho oli 56 %. Rannikkovyöhykkeen laitokset poistivat typpeä sisämaan laitoksia tehokkaammin. Parhaaseen tulokseen pääsi Helsingin Viikinmäen laitos 89 % typenpoistotehollaan.

Mikäli Suomen kaikkien yli 10 000 avl:n laitosten typenpoistoteho olisi vähintään 70 %, sisä- ja rannikkovesiin yhdyskunnista johdettava typpikuormitus vähenisi runsaat 40 % (3 800 t) vuoden 2005 tasosta. Mikäli muiden piste- ja hajakuormituslähteiden typpikuormitus säilyisi aiemmalla tasolla, yli 10 000 avl:n laitosten suhteellinen osuus Suomen pintavesiin kohdistuvasta ihmisperäisestä typpikuormituksesta vähenisi tällöin 12 %:sta noin 7 %:iin. Mikäli yli 70 % poistoteho vaadittaisiin vain rannikkoseudulla, yhdyskuntien typpikuormitus vähenisi vajaat 20 % v. 2005 tasosta eli suhteellinen osuus vähenisi 12 %:sta vajaaseen 10 %:iin.

Suomen sisävedet ovat pääosin fosforirajoitteisia. Myös direktiivin piiriin kuuluvien laitosten alapuoliset vesistöt ovat nykytietojen mukaan fosforirajoitteisia tai yhteisrajoitteisia (fosfori ja typpi rajoittavat samanaikaisesti), joten typenpoiston tehostaminen ei todennäköisesti juurikaan vähentäisi niiden rehevyyttä. Puhdistamoilta vesiin päätyntä typpeä pidätty myös luontaisesti sisävesialueille, uusimpien malliarvioiden mukaan keskimäärin 35 %. Monet järvet ja erityisesti järviketjut pidättävät typpeä selvästi tätä tehokkaammin. Suhteellisen tehokkaasta pidättymisestä huolimatta merkittävä osa tuestä päätty Itämereen, joka on todettu laajalti typpirajoitteiseksi. Suomenlahdella, Saaristomerellä ja Selkämerellä typpikuormituksen vähentämisen on todettu parantavan merialueen tilaa. Rannikkoalueen yhdyskunnissa tehostettu typenpoisto on siten perusteltua, mutta myös sisämaan laitoksilla typenpoiston tehostamista on arvioitava Itämeren tilan kannalta.

Luvussa 9 on esitelty kaksi malliarviota (skenaariota) siitä, miten Suomenlahden, Saaristomerren, Selkämerren ja Perämeren tärkeimmän perustuottajayhteisön, kasviplanktonin määrä muuttuisi typpikuormituksen tai typpi- ja fosforikuormituksen

ollessa yhdyskuntajätevesidirektiivin vähimmäisvaatimusten mukainen. Ensimmäisen skenaarion – vähintään 70 % typenpoistoteho kaikilla Itämeren valuma-alueilla sijaitsevilla > 10 000 alv:n puhdistamoilla – vaikutukset rannikkoalueiden kokonaisleväbiomassan vähenemiseen olisivat vähäisiä, yleensä alle 2 % ja enimmillään 5 % luokkaa Kymijoen edustan merialueella. Avomerellä leväbiomassan muutos olisi alle 1 %. Sinilevien biomassat sen sijaan lisääntyisivät hieman joillakin rannikkoalueilla, enimmillään 2–5 %, ja avomerellä lisäys olisi enimmillään 2 %.

Toisen skenaarion – typpeä poistetaan kaikilla > 10 000 alv:n puhdistamoilla tasan 70 % ja samalla myös fosforinpoistoteho on direktiivin vähimmäisvaatimusten mukainen eli tasan 80 % (nykyisin n. 95 %) – perusteella rannikkovedet rehevöityisivät merkittävästi erityisesti fosforin säätelemissä estuaareissa. Kasviplanktonin kokonaisbiomassa nousisi suhteellisesti voimakkaammin Pohjanlahden rannikkoalueilla, osin myös avoimella Perämerellä.

Kotkan–Kymijoen edustalla kasviplanktonin biomassa pienenesi lievästi. Typpeä sitovien sinilevien biomassat nousisivat erityisesti Saaristomerellä ja Suomenlahdella.

Yhdyskuntien tehostetun typenpoiston tarve on ollut ja on yhä epäselvä. Argumentteja löytyy sekä typenpoiston tehostuksen puolesta että sitä vastaan. Kyse on pitkälti siitä, millaisissa ajan ja tilan ulottuvuuksissa asiaa halutaan tarkastella. Pitkällä aikavälillä ja laajoja alueita tarkasteltaessa fosfori usein määrää rehevyyden perustason. Typen merkitys korostuu helposti, mikäli ravinnerajoittavuutta halutaan tarkastella lyhyemmällä aikavälillä (tietty hetki kasvukaudesta) ja/tai suppeammissa mittakaavoissa (järvien rehevimät osa-alueet).

Suomen sisävedet eivät juurikaan näyttäisi hyötyvän tehostetusta typenpoistosta. Itämerellä yhdyskuntien typenpoiston tehostaminen vähentäisi paikoin rannikkovesien leväbiomassaa, mutta avomerellä vaikutukset jäisivät hyvin vähäisiksi.

- Antikainen, R., Haapanen, R., Lemola, R., Nousiainen, J.I., Rekolainen, S. 2007. Nitrogen and phosphorus flows in the Finnish agricultural and forest sector in 1910–2000. Käsikirjoitus.
- Bergström, A.-K., Blomqvist, P., Jansson, M. 2005. Effects of atmospheric nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lakes. *Limnology and Oceanography* [Limnol. Oceanogr.]. Vol. 50, no. 3, pp. 987–994.
- Carrick, H.J., Schelske, C.L. & Aldridge, F.J. 1993. Assessment of phytoplankton nutrient limitation in productive waters: Application of dilution bioassays. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2209–222
- Dodds, W.K. & Randel, C. 1992. Field assessment of the effects of nutrient removal on phytoplankton productivity and biomass. *J. Freshwat. Ecol.* 7(3): 283–292.
- Ekholm, P., Malve, O., & Kirkkala, T. 1997. Internal and external loading as regulators of nutrient concentrations in the agriculturally loaded Lake Pyhäjärvi (southwest Finland). *Hydrobiologia* 345: 3–14.
- Elmgren R, Larsson U (eds) 1997 Himmerfjärden. Rapport 4565, Naturvårdsverket Förlag, Stockholm. 197 pp (in Swedish, with English summary and figure legends).
- Forsberg, C., Ryding, S.-O., Claesson, A. & Forsberg, A. 1978. Water chemical and/or algal assay? – Sewage effluent and polluted lake water studies. *Mitt. Int. Verh. Limnol.* 21: 352–363.
- Frisk, T., Bilaletdin, Ä. & Kaipainen, H. 2006. The effect of phosphorus on nitrogen retention in lakes. In Brebbia, C.A. and Antunes do Carmo, J.S. (Eds.): *Water Pollution VIII*. WIT Press, Southampton, pp. 129–138.
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA, Karl DM, Michaels AF, Porter JH, Townsend AR & Vörösmarty CJ. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153–226.
- Granéli, E., Wahlström, K., Larsson, U., Granéli, W. & Elmgren, R. 1990. Nutrient limitation and primary production in the Baltic Sea area. *Ambio* 19: 142–151.
- HELCOM 2002. Environment of the Baltic Sea area 1994–98. *Baltic Sea Env. Proc.* no. 82B, 215 s.
- Hecky, R.E. & Kilham, P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.* 33: 796–822.
- Jalosuo, A. 1992. Kokeelliset kasvutekijätutkimukset Vantaanjoen vesistöalueella kesällä 1991. Loppuraportti. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry. Julkaisu nro 33. 50 s.
- Kauppi, L., Kenttämies, K. & Puomio, E.-R. 1986. Effect of nitrogen and phosphorus removal from sewage on eutrophication of lakes. *Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja* 69: 70–87.
- Kauppi, P., Pitkänen, H., Räike, A., Kiirikki, M., Bäck, S. & Kangas, P. 2004. The Baltic waters around Finland; Eutrophication continues despite decreased nutrient loading. Kirjassa: Eloranta, P (toim.). *Inland and coastal waters of Finland*. s. 41–62. Palmenia Publishing.
- Karjalainen, H., Seppälä, S. & Walls, M. 1996. Ammoniumtypen merkitys kasviplanktontuotantoa säätelevänä tekijänä - esimerkkinä Kallavesi. *Suomen ympäristö* 19. 48 s.
- Kenttämies, K. & Mattsson, T. (toim.). 2006. Metsätalouden vesistökuormitus. MESUVE-projektin loppuraportti. *Suomen ympäristö* 816. 160 s.
- Kiirikki M., Inkala A., Kuosa H., Pitkanen H., Kuusisto M. & Sarkkula J. 2001. Evaluating the effects of nutrient load reductions on the biomass of toxic nitrogen-fixing cyanobacteria in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Boreal Environment Research* 6 (2): 131–146.
- Kiirikki, M., Rantanen, P., Varjopuro, R., Leppänen, A., Hiltunen, M., Pitkänen, H., Ekholm, P., Moukhametshina, A., Inkala, A., Kuosa, H. & Sarkkula J. 2003. Cost effective water protection in the Gulf of Finland: focus on St. Petersburg. *The Finnish Environment* 632:1–55.
- Kiirikki M., Lehtoranta J., Inkala A., Pitkanen H., Hietanen S., Hall P.O.J., Tengberg A., Koponen J. & Sarkkula J. 2006. A simple sediment process description suitable for 3D-ecosystem modelling - Development and testing in the Gulf of Finland. *Journal of Marine Systems* 61 (1–2): 55–66.
- Kivi K, Kaitala S, Kuosa H, Kuparinen J, Leskinen E, Lignell R, Marcussen B & Tamminen T 1993. Nutrient limitation and grazing control of Baltic plankton community during annual succession. *Limnol Oceanogr* 38: 893–905.
- Knuuttila, S., Kallio, K. & Salo, S. 1992. Ravinnetaseet ja rehevöityminen maatalouden kuormittamisessa järvissä. Julkaisussa: Rekolainen, S. & Kauppi, L. (toim.), *Maatalous ja vesien kuormitus. Yhteistutkimusprojektin tutkimusraportit. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja* 359: 51–66.
- Koponen J, Alasaarela E, Lehtinen K, Sarkkula J, Simbierowicz P, Vepsä H & Virtanen M. 1992. Modelling the dynamics of a large sea area. *Publications of Water and Environment Research Institute* 7: 1–91.
- Kondratyev, S. & Ignatyeva, N. 2006. Assessment of nutrient load on the Russian parts of the catchment of the Gulf on Finland and nutrient budget of Ladoga and the Neva Bay. BIREME Final Symposium, September 21–22, 2006. A view to the Future. Abstracts. Htc. Helsinki.
- Korhonen, M. (toim.) 1992. Typen merkityksestä rehevöitymiskehityksessä eri vesistöalueilla. *Vesiyhdistys r.y., Helsinki. Vesipäivä* 1991. 57 s.
- Kuosa, H., Arvola, L., Bärlund, I., Ekholm, P., Hietanen, S., Kaipainen, H., Lehtoranta, J., Leivuori, M., Lukkari, K., Pitkänen, H., Rask, M., Tallberg, P. & Tulonen, T. 2006. Itämeren rehevöitymiseen on vaikuttettava maalla ja merellä. *Vesitalous* 2/2006: 20–25.
- Lehtoranta, J. 2003. Dynamics of sediment phosphorus in the brackish Gulf of Finland. *Monographs of the Boreal Env. Res.* 24, 58 pp.
- Leivonen, J. (toim.), 2005. *Vesiensuojelun tavoitteet vuoteen 2005 – toteutumisen arviointi vuoteen 2003 asti. Suomen ympäristö* 811, 82 s. Lepistö, A., Granlund, K., Kortelainen, P. & Räike, A. 2006. Nitrogen in river basins: Sources, retention in the surface waters and peatlands, and fluxes to estuaries in Finland. *Science of Total Environment* 365: 238–259.

- Lepistö, A., Kenttämies, K. & Rekolainen, S. 2001. Modeling combined effects of forestry, agriculture and deposition on nitrogen export in a northern river basin in Finland. *Ambio* 30(6): 338–348.
- Levine, S.N. & Schindler, D.W. 1999. Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* [Can. J. Fish. Aquat. Sci.]. Vol. 56, no. 3, pp. 451–466.
- Löfblad G., Tarrasón L. Tørseth K. & Dutchak S. (eds.) 2004. EMEP Assessment, Part I: European Perspective. Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway.
- Markkanen, S. L., Lepistö, A., Granberg, K., Huttunen, M., Kenttämies, K., Rankinen, K. & Virtanen, K. 2001. Kainuun vesistöjen ravinnekuormitus. Suomen ympäristö 509.
- Hetemäki, L., Harstela, P., Hynynen, J., Ilvesniemi, H. & Uusivuori, J. (toim.) 2006. Suomen metsiin perustuva hyvinvointi 2015. Katsaus Suomen metsäalan kehitykseen ja tulevaisuuden vaihtoehtoihin. Metlan työraportteja 26. 250 s.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington.
- Mäkelä, M. (pj.), Emilie Encell-Sarkola, Heinonen, P., Knuuttila, S., Latostenmaa, H., Munsterhjelm, K. & Salonen, S. (siht.) 1995. Vesi- ja ympäristöhallinnon typpistrategia vesiensuojelussa; työryhmän ehdotus. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 505. 69 s.
- Nyroos, H., Partanen-Hertell, M., Silvo, K. ja Kleemola, P. (toim.) 2006. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Taustaselvityksen lähtökohdat ja yhteenveto tuloksista. Suomen ympäristö 55. Helsinki 2006. Suomen ympäristökeskus.
- Nöges, P., Jaervet, A., Tuvikene, L. & Nöges, T. 1998. The budgets of nitrogen and phosphorus in shallow eutrophic Lake Vortsjaerv (Estonia). *Hydrobiologia*. Vol. 363, no. 1–3, pp. 219–227.
- OECD 1982. Eutrophication of water, monitoring, assessment and control. Organization for economic cooperation and development. Paris. 150 s.
- Ojanen, T. 1979. Tuusulanjärven typpi- ja fosforitase 1974–1977. Helsingin yliopiston limnologian laitos 1979. 54 s.
- Oravainen, R. 2005. Näkökohtia typpikeskusteluun. *Vesitalous* 1/2005: 36–39.
- Perttilä, M., Niemistö, L. and Mäkelä, K. 1995. Distribution, development and total amounts of nutrients in the Gulf of Finland. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 41: 345–360.
- Pitcairn CER. (ed). 1994. Impacts of nitrogen deposition on terrestrial ecosystems. Report of UK review group on impact of atmospheric N. London: Department of the Environment.
- Pietiläinen, O.-P. 1997. Agricultural phosphorus load and phosphorus as a limiting factor for algal growth in Finnish lakes and rivers. In: Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C. and Johnston, A.E. (eds) Phosphorus loss from soil to water. Cab International, Wallingford, pp. 354–356.
- Pietiläinen, O.-P. 1999. Typpi ja fosfori Pien-Saimaan, Nuorajärven, Nerkoonjärven ja Kemijärven kasviplankton tuotannon säätelijöinä. Suomen ympäristö 312. 52 s.
- Pietiläinen, O.-P. & Kauppi, L. 1993. Suomen sisävesistöjen typpi/fosfori-suhteista - käyttökelpoista tietoa vesiensuojelun kannalta? *Vesitalous* 34(6): 1–7.
- Pietiläinen, O.-P. & Niinjoja, R. 1998. Typpi ja fosfori Pyhäselän rehevöitymisen säätelijöinä. Suomen ympäristö 189. 60 s.
- Pietiläinen, O.-P. & Pirinen, M. 1997. Typpi- ja fosforikuormituksen vaikutus periytonin kasvuun Kymijoenla. Suomen ympäristö 100. 54 s.
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Suomen ympäristö 313. 64 s.
- Pitkänen, H. & Tamminen, T. 1995. Nitrogen and phosphorus as production limiting factors in the estuarine waters of the eastern Gulf of Finland. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 129: 283–294.
- Pitkänen, H., Kauppila, P. & Laine, Y. 2001. Nutrients. In: The state of the Finnish coastal waters in the 1990s. Kauppila, P. & Bäck, S. (eds.) *The Finnish Environment* 472, 37–60.
- Pitkänen H., Kiirikki M., Savchuk O.P., Räike A., Korpinen P. & Wulff F. 2007. Searching efficient protection strategies for the eutrophied Gulf of Finland: The combined use of 1D and 3D modeling in assessing long-term state scenarios with high spatial resolution. *AMBIO* 36 (2–3): 272–279.
- Pitkänen, H. & Tallberg, P. (eds.) 2007. Searching efficient protection strategies for the eutrophied Gulf of Finland: the integrated use of experimental and modelling tools / (SEGUE) *The Finnish Environment* 15/2007, Environmental Protection, 90 p.
- Priha, M. & Langi, A. 1998. Metsäteollisuuden jätevesien tyypin merkitys vesistöjen rehevöitymisessä. *Vesitalous* 39(4): 42–47.
- Puustinen, J. 1990. Tyypin merkitys rannikkovesien rehevöitymisessä. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 58. 86 s.
- Raateoja, M., Seppälä, J., Kuosa, H. and Myrberg, K. 2005. Recent changes in trophic state of the Baltic Sea along SW coast of Finland. *Ambio* 34: 188–191.
- Rekolainen, S., Mannio, J., Mitikka, S., Vuorenmaa, J., Lepistö, L., Lepistö, A., Kenttämies, K., Rissanen, J., Syri, S., Pietiläinen, O.-P., Ekholm, P., Malve, O., Mäkinen, R. & Nikander, A. Nitraattityypin väheneminen Suomen järvissä : esiselvitys syistä ja seurauksista. Suomen ympäristökeskuksen moniste 244. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 33 s.
- Rekolainen, S., Kauppi, L., Santala, E., Bäck, S., Mitikka, S., Pitkänen, H., Vuoristo, H., Silvo, K., Jouttijärvi, T., Kenttämies, K., Rautio, L.M., Polso, A., Kaukoranta E. & Eerola, M. Vesiensuojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Taustaselvitys, osa II, rehevöitymisen vähentäminen. Suomen ympäristökeskus. Luonnos 10.4.2006.
- Rekolainen, S., Pitkänen, H., Bleeker, A. & Sietske, F. 1995. Nitrogen and phosphorus fluxes from Finnish agricultural areas to the Baltic Sea. *Nordic Hydrology* 26: 55–72.
- Rissanen, J. & Lepistö, L. 2002. Systematic monitoring of algal blooms in Finnish lakes inland and coastal waters. In: Ruoppa, M. & Karttunen, K. (eds.), *Typology and ecological classification of lakes and rivers. TemaNord* 2002: 566: 102.
- Räike, A., Pietiläinen, O.-P., Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkänen, H., Niemi, J., Raateland, A. & Vuorenmaa, J. 2003. Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975–2000. *The Science of the Total Environment*, volume 310, issues 1–3, p. 47–59.
- Saikka, L., Antikainen, R. & Kauppi, P. Nitrogen and Phosphorus in the Finnish Energy System in 1900–2003. *Journal of Industrial Ecology* 11(1): 2–17.
- Salonen, S., Frisk, T., Kärrneniemi, T., Niemi, J., Pitkänen, H., Silvo, K. & Vuoristo, H. 1992. Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A, nro 96. 139 s.

- Seppälä J, Tamminen T & Kaitala S (1999). Experimental evaluation of nutrient limitation of phytoplankton communities in the Gulf of Riga. *J Mar Syst* 23: 107–126.
- Sipponen, M. (toim.) 1981. Tarvitaanko typen poistoa jätevesistä? Vesi- ja Kalatalousmiehet ry, Helsinki. Vesi- ja Kalatalousmiehet ry:n täydennyskoulutuspäivät Vääksyssä 26.–27.11.1980. 182 s.
- Sojakka, P. 1996. Perifytonmenetelmien käyttökelpoisuus kalankasvatuksen vesistövaikutusten arvioinnissa. *Suomen ympäristö* 28. 100 s.
- Sokka, L., Antikainen, R. & Kauppi, P. 2004. Flows of nitrogen and phosphorus in municipal waste – A substance flow analysis in Finland. *Progress in Industrial Ecology – An International Journal* 1(1-3): 165-186.
- Sommer, U. & Kilham, S. 1985. Phytoplankton natural community competition experiments. A reinterpretation. *Limnol. Oceanogr.* 30: 229–245.
- Stålnacke, P., Sults, Ü., Vasiliev, A., Skakalsky, B., Botina, A., Roll, G., Pachel, K. & Maltzman, T. 2001. Nutrient loads to Lake Peipsi. *Environmental Monitoring of Lake Peipsi/Chudskoe 1998–99. Subproject Report Phase 2, Jordforsk Report No. 4/01.*
- Suunnittelukeskus 2007. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden typenpoistonkustannusten tarkistus. Selvitys 1907–C8523. Suunnittelukeskus Oy. Helsinki. 5 s. + 4 liites.
- Tamminen, T. 1990. Eutrophication and the Baltic Sea. Studies on phytoplankton, bacterioplankton, and pelagic nutrient cycles. Väitöskirjayhteenveto. Yliopistopaino. Helsinki
- Tamminen T & Andersen, T (2007) Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. *Mar Ecol Prog Ser* (painossa).
- Tamminen, T. & Kivi, K. (toim.) 1996. Typpikuormitus, ravinnekierron ja rannikkovesien rehevöityminen. Työryhmä PELAG III. Tutkimussopimus 1992–1995: loppuraportti. Helsinki. 76 s.
- Tilastokeskus 2003. Suomen tilastollinen vuosikirja 2003. Ympäristö. Tilastokeskus, Helsinki.
- Tilman, D., Kihlman, S.S. & Kihlman, P. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13: 349–372.
- Vahtera, E., Conley, D.J., Gustafsson, B.G., Kuosa, H., Pitkänen, H., Savchuk, O.P., Tamminen, T., Wasmund, N., Viitasalo, M., Voss, M. & Wulff, F. 2007. Complex ecosystem dynamics enhance cyanobacterial bloom formation in the Baltic Sea. *Ambio* 36(2–3): 186–194.
- Vesien suojelun suuntaviivat vuoteen 2015. Valtioneuvoston periaatepäätös.
- Vestreng V., Rigler E., Adams M., Kindbom K., Pacyna J.M., van der Gon H.D., Reis S. & Travnikov O. 2006. Inventory Review 2006; Emission Data reported to the LRTAP Convention and NEC Directive. MSC-W Technical Report 1/06.
- Virtanen M, Koponen J, Dahlbo K & Sarkkula J. (1986). Three-dimensional water-quality-transport model compared with field observations. *Ecological Modelling* 31: 185–199.
- Vrede, T. & Tranvik, L.J. 2006. Iron Constraints on Planktonic Primary Production in Oligotrophic Lakes. *Ecosystems [Ecosystems]*. Vol. 9, no. 7, pp. 1094–1105.
- Vuorenmaa, J. 2004. Long-term changes of acidifying deposition in Finland (1973–2000). *Environmental Pollution* 128: 351–362.
- Wallentinus, I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Askö area, northern Baltic proper. I. Hydrographical and chemical parameters, and the macrophytic communities. *Contributions from the Askö Laboratory. University of Stockholm.* 15. 158 s.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. Second edition. Saunders College Publishing. Philadelphia. 767 p.
- Wright J., Helminen H. & Hirvonen A. 1993. Köyliönjärven kujanjuoksu: ulkoinen fosforikuormitus. *Vesitalous* 5: 29–33.

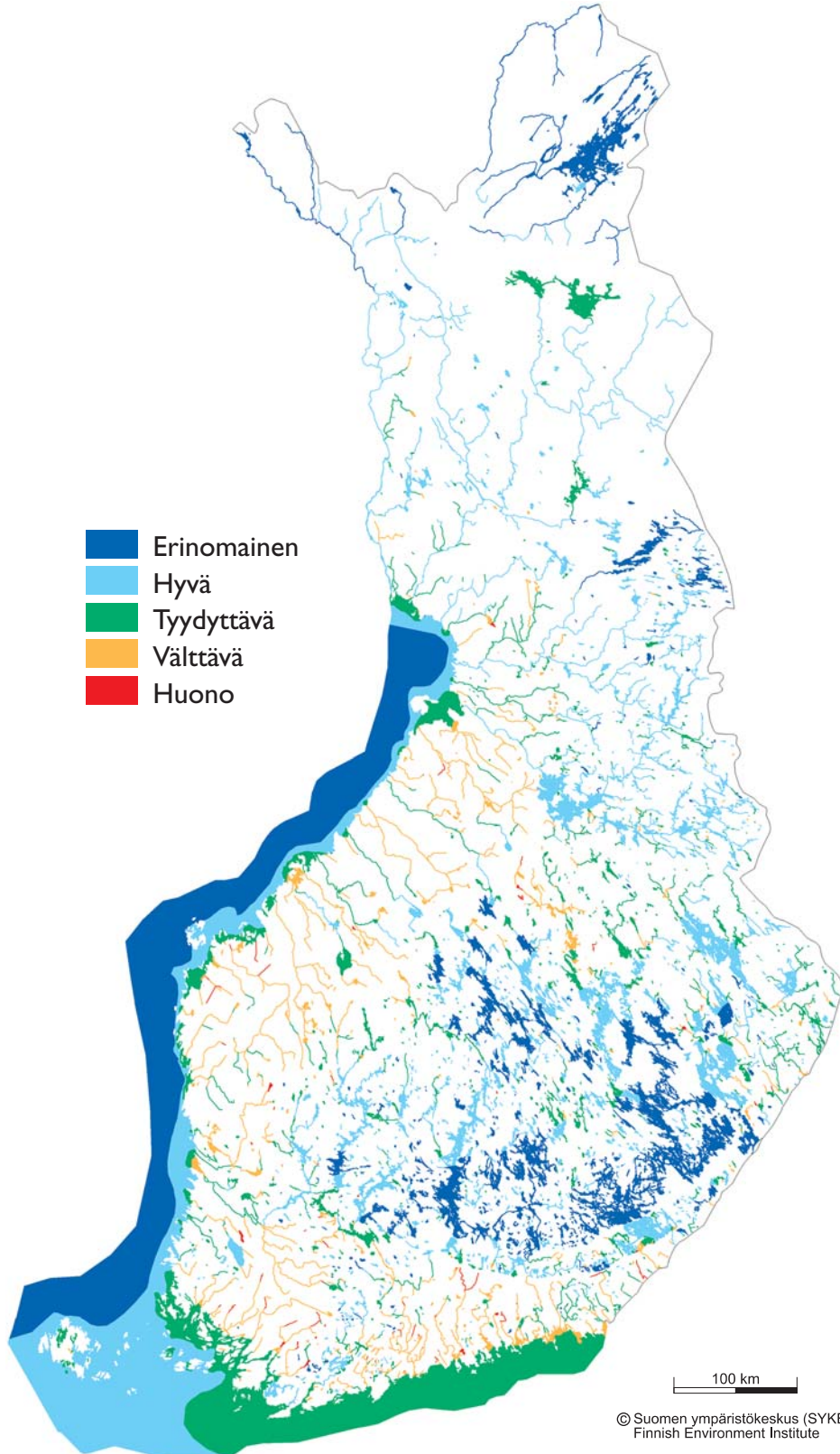
Liite I.

Suomen yli 10 000 avl:n yhdyskuntajätevedenpuhdistamot. Typenpoistotehon värikoodaus sama kuin kuvassa 21.

KUNTA	VESISTÖ	VUODEN 2005 TYPPIEDOT		
		Tuleva kg	Lähtevä kg	Puhditusteho %
Helsinki	91,51	4211 532	477 572	89
Kangasala	35,729	47 420	7 285	85
Alajärvi	47,04	26 687	5 665	79
Huittinen	35,911	41 920	8 933	79
Haapavesi	54,031	28 870	6 864	76
Riihimäki	21,023	214 280	51 090	76
Kannus	84,063	42 881	10 228	76
Lahti, Ali-Juhakkala	18,042	337 419	82 445	76
Porvoo	91,411	192 447	48 229	75
Nastola	18,082	78 808	20 590	74
Turku	95,11	1002 900	267 410	73
Uusikaupunki	96,11	83 070	22 434	73
Espoo	81,054	866 551	238 113	73
Toholampi	51,023	24 545	6 769	72
Hyvinkää	21,022	205 158	56 606	72
Iisalmi	4,521	115 810	32 530	72
Kaarina	92,211	379 460	108 280	71
Kotka, Sunila	91,211	198 088	57 631	71
Parainen	95,11	56 620	17 472	69
Janakkala	35,811	42 210	13 132	69
Lappeenranta	6,022	461 727	152 566	67
Lapinlahti	4,511	111 220	37 574	66
Seinäjoki	42,07	272 297	93 693	66
Mäntsälä	19,003	44 709	15 481	65
Hämeenlinna	35,232	704 620	271 200	62
Pieksämäki	14,795	131 769	51 091	61
Juankoski	4,612	67 306	26 312	61
Suonenjoki	14,781	31 112	12 398	60
Kristiinankaupunki	96,41	23 743	9 469	60
Lapua	44,02	188 267	78 110	59
Loviisa	91,31	47 266	19 791	58
Laihia	41,002	35 782	15 466	57
Outokumpu	4,35	45 590	19 911	56
Savonlinna	4,121	139 018	61 904	55
Aura	28,001	15 873	7 110	55
Valkeakoski	35,22	91 260	43 762	52
Lahti, Kariniemi	18,042	178 947	86 451	52
Tammisaari	91,81	52 000	25 142	52
Eura	34,022	67 470	32 744	51
Heinola	14,131	118 560	58 272	51
Kauhajoki	42,09	67 366	33 332	51

KUNTA	VESISTÖ	VUODEN 2005 TYYPITIEDOT		
		Tuleva kg	Lähtevä kg	Puhditusteho %
Raisio	95,11	224 450	112 040	50
Forssa	35,923	187 990	96 600	49
Mikkeli	4,151	246 633	128 892	48
Siilinjärvi	4,611	75 740	39 725	48
Kankaanpää	36,027	61 080	32 119	47
Hämeenkyrö	35,51	33 028	17 674	46
Haukipudas	99,71	113 210	64 942	43
Oulu	99,61	926 313	541 361	42
Nokia	35,13	179 790	105 860	41
Joutseno	4,112	31 181	18 879	39
Pori, Luotsinmäki	35,111	390 462	237 141	39
Kuusankoski	14,114	155 830	94 700	39
Kemi	99,91	140 151	85 308	39
Keuruu	35,621	49 260	30 380	38
Äänekoski	14,332	66 061	41 366	37
Vaasa	97,211	392 315	246 055	37
Raahe	99,51	81 083	50 902	37
Hamina	91,112	104 103	65 587	37
Kuusamo	74,031	69 827	44 355	36
Varkaus	4,211	148 364	95 361	36
Suolahti	14,332	33 187	21 394	36
Pietarsaari	99,11	149 049	98 159	34
Kuopio	4,272	419 700	276 910	34
Joensuu	4,33	273 230	181 856	33
Toijala	35,27	76 530	51 000	33
Kotka, Mussalo	91,211	196 764	131 837	33
Vammala	35,12	77 460	51 920	33
Loimaa	35,921	66 620	44 700	33
Valkeala	14,113	253 935	176 840	30
Tampere, Viinikanlahti	35,211	950 380	664 010	30
Jämsä	14,511	65 956	46 160	30
Kemijärvi	65,31	48 034	33 690	30
Lohja	23,021	136 060	95 830	30
Rovaniemi	65,13	384 609	272 331	29
Ulvila	35,111	69 320	49 200	29
Hollola	18,057	63 900	45 648	29
Pori, Pihlava	35,111	41 520	30 502	27
Karjaa	23,012	63 830	47 440	26
Kempele	84,106	154 399	116 454	25
Imatra	4,191	143 165	108 261	24
Kajaani	59,331	189 417	143 656	24
Lempäälä	35,22	67 520	51 980	23
Kokkola	99,21	182 661	142 758	22
Jyväskylä	14,231	937 435	739 232	21
Tampere	35,21	299 525	238 262	20
Honkajoki	36,031	83 980	69 380	17
Salo	92,112	166 537	152 905	8
Anjalankoski	14,111	81 702	79 035	3

Suomen pintavesien yleinen käyttökelpoisuusluokitus
2000–2003 (SYKE ja AYK:t 2005).



Liite 3.

Typpitermistön määritelmät

Ammonium (NH_4) – typen epäorgaaninen muoto, jota perustuottajat voivat käyttää sellaisenaan kasvuunsa. Vesistöjen mikrobit muuttavat ammoniumia nitraatiksi (NO_3), joka myös on leville hyvin käyttökelpoista. Ammoniumia joutuu vesiin typpipitoisten orgaanisten aineiden hajoamistuotteena, lannoitteista sekä teollisuuden ja asutuksen jätevesien mukana. Vesitutkimuksissa ammoniumin pitoisuus ilmoitetaan usein ammoniumtyppinä ($\text{NH}_4\text{-N}$, g/L), jolloin vain typen määrä ilmoitetaan ja vedyn määrä jätetään huomiotta. 129 grammaa ammoniumia sisältää 100 grammaa ammoniumtyypeä. Luonnonvesissä ammoniumtyypeä on tavallisesti muutamasta kymmenestä muutamaan sataan mikrogrammaan litrassa. Useimmiten sitä on (selvästi) vähemmän kuin nitraattityypeä. Suuret ammoniumtyppipitoisuudet viittaavat jätevesipäästöihin. Ammoniumtyppi muuttuu pH:n kohotessa myrkylliseen muotoon, ammoniakiksi (NH_3). Mikäli vedessä on runsaasti NH_4 -tyypeä ja pH nousee tasolle 8,5 tai korkeammalle, muodostuu veteen ammoniakkia siinä määrin, että kalat voivat kuolla.

Ammonifikaatio – Ammonifikaatiossa mikrobit hajottavat orgaanista ainesta ammoniumtypeksi. Kun vesistöjen pohjasedimentin happipitoisuus on matala, eloperäisen aineksen hajotuksesta vapautunut ammoniumtyppi siirtyy takaisin veteen ja voi kulkeutua levien käyttöön.

Denitrifikaatio – anaerobinen prosessi, jossa bakteerit saavat energiansa nitraatti- ja nitriitti-ioneja pelkistämällä (anaerobinen respiraatio). Denitrifikaatiossa syntyy typpikaasua (N_2) tai typpioksiduulia (N_2O). Denitrifikaatio on ainoa typpikierron biologinen prosessi, joka vapauttaa sidottua tyypeä takaisin kaasumaiseen muotoon.

Kjeldahl-typpi – orgaanisesti sitoutunut typpi + $\text{NH}_4\text{-N}$ + $\text{NH}_3\text{-N}$). Vesistötutkimuksissa harvemmin käytetty yhdistetty monen typpijakeen summa.

Kokonaistyyppi – Kokonaistypellä tarkoitetaan veden kaikkien typpimuotojen kokonaismäärää. Typpi esiintyy vedessä liuenneina, liukenemattomina tai kolloidisina orgaanisina yhdisteinä tai liuenneina epäorgaanisina yhdisteinä, kuten ammoniumina, nitraattina, nitriittinä ja vapaana

typpinä (N_2). Typpi on fosforin ohella toinen vesien tuotannon ja rehevöitymisen kannalta tärkeä ravinne. Typpikuormituksen tärkeimpiä lähteitä ovat maa- ja metsätalous, asutuksen ja teollisuuden jätevedet sekä turvetuotanto. Kokonaistypen pitoisuus on yhteydessä vesistön rehevyytasoon ja korreloi yleensä hyvin fosforipitoisuuden kanssa Suomen pintavesissä. Luontaisesti alimmat kokonaistyyppipitoisuudet havaitaan loppukesällä ja korkeimmat talvisin. Luonnontilaisten kirkkaiden vesien typpipitoisuus on 200–500 $\mu\text{g/L}$. Humusvesissä taso on hiukan korkeampi 400–800 $\mu\text{g/L}$. Hyvin ruskeissa vesissä tyypeä voi luonnostaakin olla yli 1000 $\mu\text{g/L}$.

Nitraatti (NO_3) – typen epäorgaaninen muoto, jota perustuottajat voivat käyttää sellaisenaan kasvuunsa. Vesitutkimuksissa nitraatin pitoisuus ilmoitetaan usein nitraattityppinä ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\mu\text{g/L}$), jolloin vain typen määrä ilmoitetaan ja hapen määrä jätetään huomiotta. 443 grammaa nitraattia sisältää 100 grammaa nitraattityypeä. Luonnonvesissä nitraattityypeä esiintyy yleisesti muutamasta kymmenestä muutamaan sataan mikrogrammaan litrassa. Kohonneet nitraattityppipitoisuudet viittaavat jätevesipäästöihin, mutta pitoisuudet nousevat myös hajakuormituksen seurauksena. Voimakas levä-tuotanto voi kuluttaa nitraattityypen lähes täysin. Tällöin levästön rakenne alkaa muuttua tyypeä sitovien sinilevien suuntaan, mikäli ammoniumtyypeäkään ei ole saatavilla ja vesistö on riittävän rehevä (\approx fosforipitoisuus riittävän korkea). Hapellisissa oloissa nitraattityypeä muodostuu ammoniumtyypestä hapettumalla. Hapettomissa oloissa käy päinvastoin. Nitraattityypen loppuminen järven alusvedestä tarkoittaa voimakasta happivajetta.

Nitriitti (NO_2) – Nitriittiä muodostuu ammoniumtypen ($\text{NH}_4\text{-N}$) epätäydellisen hapettumisen seurauksena. Pintavesissä mikrobit hapettavat nitriitin lähes aina hyvin nopeasti nitraatiksi. Tämän vuoksi nitriittiä ei juurikaan enää määritetä pintavesistä. Talousvesissä (juomavesi) nitriitin määrittäminen on perusteltua.

Nitraatti-nitriittityppi ($\text{NO}_{23}\text{-N}$ tai $\text{NO}_x\text{-N}$) Nitraatti-nitriittityppi tarkoittaa nitraattityypen ja nitriittityypen summaa. Luonnonvesistä määritetään usein vain tämä yhdistetty jae, sillä nitriittityypeä esiintyy vesistöissä harvoin ja lähes kaikki näin

määritetty typpi on nitraattityppeä. Talousvedestä nitraatti- ja nitriittityppi on kuitenkin järkevää määrittää erikseen.

Nitrifikaatio – biologinen prosessi, jossa pelkistyneet typpiyhdisteet (ammoniakki, virtsa-aine ja valkuaisaineiden hajoamistuotteet, maaperän ammoniumtyppi) hapettuvat nitriitin kautta nitraatiksi. Monet jätevedenpuhdistamot nitrifioivat jätevetensä, vaikka prosessi ei poistakaan typpeä. Nitrifioinnilla estetään ammoniumtypen hapettuminen vesistössä, mikä voi paikoin aiheuttaa happiongelmia, happikatoja ja jopa kalakuolemia. Nitrifikaatio on hidasta talvella, kesällä lämpimissä vesissä nopeampaa. Hapen kulumisen lisäksi ammoniumin nitrifikaatio laskee vesistön pH-arvoa.

NP-suhde – typpi-fosfori-suhde. Typen ja fosforin pitoisuuksien suhdeluku, jonka tarkoitus on ilmaista perustuotantoa ensisijaisesti rajoittava ravinne, minimiravinne. Ravinnerajoitteisuuden (fosforirajoitteinen, typpirajoitteinen, yhteisrajoitteinen) raja-arvoiksi on esitetty varsin erilaisia lukuja. Mitä suurempi suhdeluku (eli mitä enemmän typpeä ja/tai mitä vähemmän fosforia), sitä fosforirajoitteisempi systeemi on. Fosforirajoitteisissa systeemeissä fosforikuormituksen vähentäminen alentaa perustuotannon määrää. Typpirajoitteisissa systeemeissä tilanne on päinvastoin. Ravinnerajoitteisuutta voidaan arvioida kokonaisravannesuhteella (TN:TP-suhde), mineraaliravannesuhteella

(DIN:DIP-suhde) ja ravinteiden tasapainosuhteella ((TN:TP-suhde):(DIN:DIP-suhde)). Ravannesuhteiden tulkintaa hankaloittavat monet seikat, mutta erityisesti se, että suhteet eivät huomioi perustuottajien kannalta tärkeitä ravinnepitoisuuksia. Eri perustuottajien ravinnevaatimukset voivat myös erota merkittävästi toisistaan. Heikkouksistaan huolimatta ravannesuhde on käyttökelpoinen pintavesien rehevöitymistä säätelevän ravinteen ilmaisija ja siten myös vesiensuojelutoimien suuntaaja.

Mineralisaatio – Epäorgaanisten ravinteiden (ammoniumin ja fosfaatin) vapautuminen hajoavasta eloperäisestä aineksesta. Mineralisaatio muuttaa orgaanisen typen perustuottajille käyttökelpoiseen muotoon.

Orgaaninen typpi, humustyyppi – orgaaninen eli eloperäinen typpi, joka voi olla joko kiinteässä tai liuenneessa muodossa. Suomen pintavesien yksi tyypillisimmistä piirteistä on veden vaihtelevan ruskea väri, mikä johtuu valuma-alueelta lähtöisin olevista osittain hajonneista, pääosin liuenneista orgaanisista humusyhdisteistä.

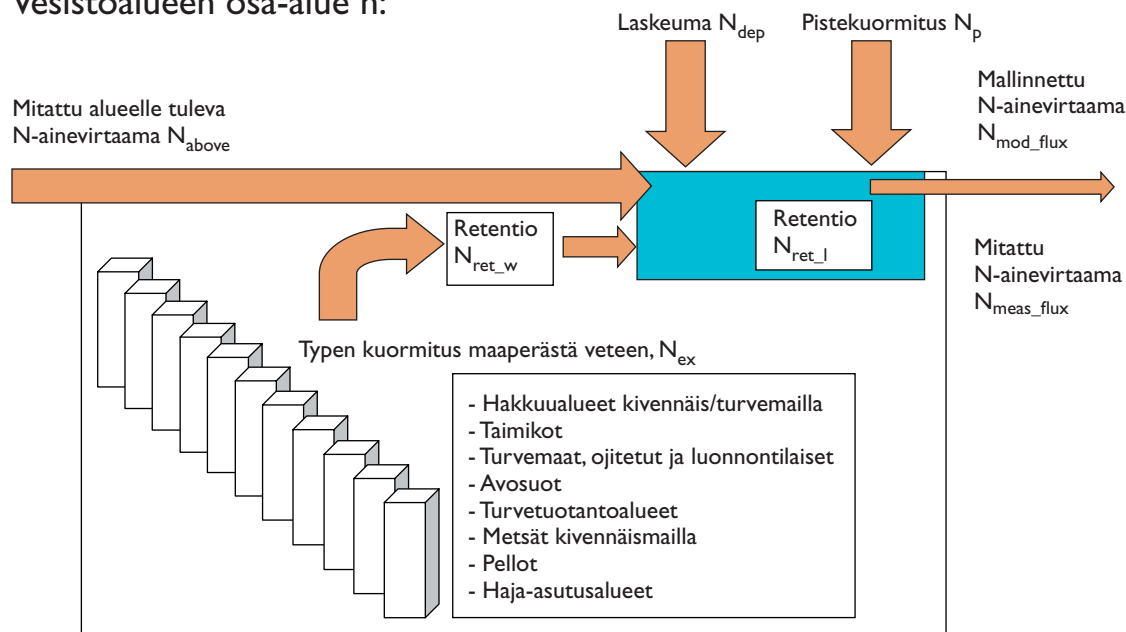
Liite 4.

N_EXRET mallin rakenne ja perusteet

Eri kuormituslähteiden alueellisissa arvioissa tarvitaan yksinkertaisia kuormituksen arviointimalleja, joissa on kaikki tärkeimmät kuormituslähteet – maatalous, metsätalous, laskeuma, luonnonhuuhtoutuma, pistekuormitus – ja niiden alueelliseen vaihteluun liittyvät tekijät mukana. Valtaosa pitkistä reittivesistöistämme on fosforirajoitteisia, joten suuri määrä biologisesti käyttökelpoista, epäorgaanista tyyppiä voi päätyä tyypirajoitteisiin rannikkovesiin asti ja rehevöittää niitä. N_EXRET-mallilla voidaan laskea kuinka

paljon kuormituksesta pidättyy vesistöalueiden järvioltaisiin ja kuinka paljon päätyy merialueille. Sen avulla voidaan myös ennustaa, miten maankäytössä tapahtuvat muutokset vaikuttavat kuormitukseen. Arviointijärjestelmässä käytetään rasteripohjaista GIS-ohjelmistoa yhdessä muiden sovellusohjelmien kanssa. Tärkeimmät lähtötiedot ovat GIS-pohjainen maankäyttö- ja puustotulkinta sekä eri maankäyttöluokkien kuormitusta kuvaavat ominaiskuormituskertoimet.

Vesistöalueen osa-alue n:



Kuva 1. N_EXRET -mallin rakenne; typpivirrat ja massatasapaino vesistöalueen osa-alueelle n (Lepistö ym. 2001).

Typhen bruttokuormitus maaperästä veteen jokaiselta, tarkasteltavan alueen 1 km x1 km:n hilaruudulta (N_{ex_grid}) lasketaan yhtälön (1) mukaan:

$$N_{ex_grid} = \sum_{i=1}^n A_i e_i \quad (1)$$

jossa:

N_{ex_grid} = typen bruttokuormitus kunkin hilaruudun maaperästä veteen [$kg\ ha^{-1}a^{-1}$]

A_i = osuus hilaruudusta, joka on maankäyttöluokkaa i

e_i = maankäyttöluokan i ominaiskuormituskerroin [$kg\ ha^{-1}a^{-1}$]

n = maankäyttöluokkien lukumäärä

Typen kokonaiskuormitus maaperästä veteen (N_{ex}) osa-alueella n lasketaan alueen hilaruutujen osakuormitusten (N_{ex_grid}) summana. Massatasapaino vesistöalueen osa-alueen n luusuaan (kuva 1) lasketaan yhtälön 2 mukaan:

$$N_{mod_flux} = N_{ex} - N_{ret_w} + (N_{above} + N_p + N_{dep}) - N_{ret_l} \quad (2)$$

jossa:

N_{mod_flux} = mallinnettu N-ainevirtaama alempana olevalle osa-alueelle [$kg\ a^{-1}$]

N_{ex} = typen kokonaiskuormitus maaperästä veteen osa-alueella n [$kg\ a^{-1}$]

N_{ret_w} = typen pidättäminen osa-alueen turvemaille [$kg\ a^{-1}$], yhtälö 3

N_{above} = mitattu N-ainevirtaama ylemmistä osa-alueista [$kg\ a^{-1}$]

N_p = typen pistekuormitusten summa osa-alueella [$kg\ a^{-1}$]

N_{dep} = DAIQUIRI-mallilla estimoitu typpilaskeuma vesistöjen pinnalle [$kg\ a^{-1}$]

N_{ret_l} = typen pidättäminen osa-alueen vesistöihin [$kg\ a^{-1}$], yhtälö 4

Pidättymisen suoalueille ja järviin oletetaan olevan kullakin vesistön osa-alueella vakio, suoraan verrannollinen turvemaiden ja järvien pinta-alaan. Se estimoidaan pidättymiskertoimien a ja b (yhtälöt 3 ja 4) avulla:

$$N_{ret_w} = x * a \quad (3)$$

jossa:

x = turvemaiden pinta-ala osa-alueella [ha]

a = pidättymiskerroin (retentio); turvemaat [$kg\ ha^{-1}a^{-1}$]

$$N_{ret_l} = y * b \quad (4)$$

jossa:

y = vesistöjen pinta-ala osa-alueella [ha]

b = pidättymiskerroin (retentio), vesistöt [$kg\ ha^{-1}a^{-1}$]

KUVAILULEHTI

<i>Julkaisija</i>	Suomen ympäristökeskus SYKE			<i>Julkaisu aika</i> Joulukuu 2008
<i>Tekijä(t)</i>	Olli-Pekka Pietiläinen (toim.)			
<i>Julkaisun nimi</i>	Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila			
<i>Julkaisusarjan nimi ja numero</i>	Suomen ympäristö 46/2008			
<i>Julkaisun teema</i>	Ympäristönsuojelu			
<i>Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut</i>	Julkaisu on saatavana myös internetistä http://www.ymparisto.fi/julkaisut			
<i>Tiivistelmä</i>	<p>Asukasvastineluvultaan (avl) yli 10 000 kokoisilta jätevedenpuhdistamoilta johdettiin vuonna 2005 noin 9 000 tonnia typpeä Suomen pintavesiin. Tämä kattoi runsaat 12 % Suomen pintavesiin kohdistuvasta ihmisperäisestä typpikuormituksesta (75 000 t/a).</p> <p>Vuonna 2005 yli 10 000 avl:n puhdistamoista (yhteensä 89 laitosta) 18 poisti typpeä vähintään 70 % teholla, mikä on yhdyskuntajätevesidirektiivin vähimmäisvaatimus tehostetusta typenpoistosta. Alle 40 % typenpoistotehoon jäi 39 puhdistamoa. Keskimääräinen typenpoistoteho oli 56 %. Parhaaseen tulokseen pääsi Helsingin Viikinmäen laitos 89 % typenpoistotehollaan.</p> <p>Suomi ja Euroopan komissio kiistelevät siitä, tarvitaanko tehostettua typenpoistoa Suomessa ja missä laajuudessa. Mikäli Suomen kaikkien yli 10 000 avl:n laitosten typenpoistoteho olisi vähintään 70 %, sisä- ja rannikkovesiin yhdyskunnista johdettava typpikuormitus vähenisi runsaat 40 % (3 800 t) vuoden 2005 tasosta. Mikäli yli 70 % poistoteho vaadittaisiin vain rannikkoseudulla, yhdyskuntien typpikuormitus vähenisi vajaat 20 % v. 2005 tasosta.</p> <p>Suomen suuret sisävedet ovat nykytietojen mukaan lähinnä fosforirajoitteisia, joten typenpoiston tehostaminen ei käytännössä muuttaisi niiden rehevyyttä. Sisävesiin kohdistuvan typpikuormituksen kannalta on oleellista tietää, kuinka suuri osa kuormasta lopulta päätyy Itämereen. Uusimpien malliarvioiden mukaan typen pidätyminen sisävesiin on keskimäärin 35 %. Monet järvet ja erityisesti järviketjut pidättävät typpeä vielä tätä tehokkaammin.</p> <p>Mallinnusarvioiden mukaan vähintään 70 % typenpoistoteho Suomen kaikilla Itämeren valuma-alueen yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla vähentäisi rannikkoalueiden kokonaisleväbiomassaa yleensä alle 2 % ja enimmillään noin 5 % Kymijoen edustan merialueella. Avomerellä muutos olisi alle 1 %. Sinilevien biomassassa tapahtuisi joillakin rannikkoalueilla enimmillään 2–5 % lisäys, ja avomerellä lisäys olisi enimmillään 2 %. Typpikuormitusmuutosten vaikutukset Suomea ympäröivän Itämeren avomerialueisiin jäivät hyvin vähäiseksi, koska kuormitusmuutosten osuudet avomerialueiden ravinnevirroista ovat häviävän pieniä.</p>			
<i>Asiasanat</i>	Typpi, yhdyskunnat, kuormitus, rehevöityminen, jätevesidirektiivi, sisävedet, Itämeri			
<i>Rahoittaja/ toimeksiantaja</i>				
	ISBN 978-952-11-3280-3 (nid.)	ISBN 978-952-11-3281-0 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkok.)
	<i>Sivuja</i> 71	<i>Kieli</i> Suomi	<i>Luottamuksellisuus</i> Julkinen	<i>Hinta (sis. alv 8 %)</i> 28 €
<i>Julkaisun myynti/ jakaja</i>	Edita Publishing Oy, PL 780, 00043 EDITA Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
<i>Julkaisun kustantaja</i>	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 HELSINKI Puh. 020 610 123 Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
<i>Painopaikka ja -aika</i>	Edita Prima Oy, Helsinki 2009			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral SYKE			Datum December 2008
Författare	Olli-Pekka Pietiläinen (red.)			
Publikationens titel	Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila (Samhällens kvävebelastning och ytvattens tillstånd)			
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 46/2008			
Publikationens tema	Miljövård			
Publikationens delar/andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig endast på Internet www.ymparisto.fi/julkaisut (på finska).			
Sammandrag	<p>År 2005 hamnade cirka 9000 ton kväve till Finlands ytvatten från reningsverk som motsvarade invånarantal större än 10 000. Detta omfattar över 12 % av den antropogena kvävebelastningen som hamnar till Finlands ytvatten (75 000 t/år).</p> <p>Inom året 2005 avlägsnade 18 av 89 reningsverk för invånarantalet på 10 000 kväve minst med 70 % volym, som är minimikravet för intensifierad kväveavlägsning. 39 av reningsverken förblev under 40 % kväveavlägsningsvolym. Den genomsnittliga kväveavlägsningsvolymen var 56 %. Det bästa resultatet uppnåddes av Helsingfors Vikbacka reningsverk med kväveavlägsningsvolym på 89 %.</p> <p>Finland och Europeiska kommissionen tvistar om behovet och omfånget av intensifierad kväveavlägsning. Om kväveavlägsningskapaciteten av Finlands alla reningsverk för invånarantal på 10 000 var åtminstone 70 %, skulle kvävebelastningen som nu leds till insjöarna och havskusten minska över 40 % (3800 ton) av årets 2005 nivå. Om kväveavlägsningskapaciteten på 70 % krävdes enbart på kustområdet, skulle samhällens kvävebelastning minska knappt 20 % av årets 2005 nivå.</p> <p>Enligt dagens kunskap är Finlands stora insjöar närmast fosforbegränsade, vilket betyder att intensifiering av kväveavlägsningen inte skulle ändra deras övergödningstillstånd. Det är väsentligt att veta hur stor del av kvävebelastning som påverkar insjöarna slutligen hamnar till Östersjön. Enligt de nyaste modelluppskattningarna är insjöarnas kapacitet att avhålla kväve cirka 35 %.</p> <p>Enligt model uppskattningarna skulle kväveavlägsningskapaciteten på minst 70 % i alla finländska reningsverk på Östersjö- deltaområden minska havkustområdets algiomassa i allmänhet under 2 %, och i havsområdet framför Kymmeneälv som mest cirka 5 %. I öppet hav skulle ändringen vara mindre än 1 %. I några havsområden skulle biomassor av blågrönaalger öka mellan 2–5 % och i öppet hav skulle ökningen vara som mest 2 %. Inverkningar i kvävebelastningens ändringar i öppethavsområdena som omger Finland är mycket ringa, eftersom andelar av belastningsändringarna i näringsämnesströmmar för öppethavsområden är försvinnande små.</p>			
Nyckelord	Kväve, samhällen, belastning, övergödning, avfallsvatten direktiv, insjöar, Östersjö			
Finansiär/uppdragsgivare				
	ISBN 978-952-11-3280-3 (hft.)	ISBN 978-952-11-3281-0 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 71	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) 28 €
Beställningar/distribution	Edita Publishing Ab, PB 780, 00043 EDITA Kundtjänst: tfn +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Epost: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Tfn. +358 20 610 123 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort-år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2009			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute SYKE			<i>Date</i> December 2008
<i>Author(s)</i>	Olli-Pekka Pietiläinen (eds.)			
<i>Title of publication</i>	Yhdyskuntien typpikuormitus ja pintavesien tila (Load and effects of nitrogen in urban wastewater)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 46/2008			
<i>Theme of publication</i>	Environmental protection			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available only on the internet: www.ymparisto.fi/julkaisut			
<i>Abstract</i>	<p>In 2005, approximately 9,000 tons of nitrogen were discharged into the Finnish surface waters from the 89 urban wastewater treatment plants in agglomerations greater than 10,000 person equivalent (p.e.). This amounted for about 12% of the total anthropogenic nitrogen loading (75 000 t/a) to inland and coastal waters.</p> <p>Only 18 of these 89 wastewater treatment plants achieved 70% efficiency in nitrogen removal, the goal level stated in the Urban Wastewater Directive (UWWT), the average nitrogen removal efficiency being 56%. In 39 treatment plants the efficiency was lower than 40%. The best result (89%) was found in the Helsinki wastewater treatment plant.</p> <p>Currently, Finland and the European Commission argue whether the 70% removal level should be applied to all the Finnish treatment plants (agglomeration larger than 10,000 p.e.) situated in the Baltic Sea drainage basin. If the 70% removal rate was implemented in all the plants, the municipal nitrogen load to inland and coastal waters would be 40% lower (3,800 t/a) than in the year 2005. If the 70% removal rate was required only in the coastal area of the Baltic Sea, the load would be almost 20% lower than in 2005.</p> <p>According to the current knowledge, large Finnish inland waters are mainly limited by phosphorus. Therefore, reductions in nitrogen load would not affect the state of inland waters. However, some of the nitrogen, discharged into inland waters, will enter and affect the nitrogen vulnerable Baltic Sea. The most recent model results suggest that approximately 35% of the nitrogen load is retained in the inland waters, and, consequently, about 65% will enter the Baltic Sea.</p> <p>According to the Finnish Environment Institute's models the 70% nitrogen removal would reduce the total algal biomass in large areas of the Finnish coastal and open waters less than 2%, and approximately 5% on restricted area off the River Kymijoki, SE Finland.</p>			
<i>Keywords</i>	Nitrogen, agglomeration, municipality, load, eutrophication, urban wastewater directive, inland waters, Baltic Sea			
<i>Financier/ commissioner</i>				
	ISBN 978-952-11-3280-3 (pbk.)	ISBN 978-952-11-3281-0 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	No. of pages 71	Language Finnish	Restrictions Public	Price (incl. tax 8 %) 28 €
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd, P.O. Box 780, FI-00043 EDITA Customer service: tel. +358 20 450 05, fax +358 20 450 2380 Mail orders: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Tel. +358 20 610 123, fax +358 20 490 2190 Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Ltd., Helsinki 2009			

Euroopan komissio haastoi Suomen kesällä 2007 Euroopan yhteisöjen tuomioistuimeen yhdyskuntajätevesidirektiivin rikkomisesta. Komissio katsoo, että Suomen kaikkien Itämeren valuma-alueella sijaitsevien yli 10 000 asukasvastineluvun yhdyskuntien jätevesipuhdistamoiden tulee poistaa tehostetusti typpeä. Suomen mielestä sisämaassa pääsääntöisesti riittää tehostettu fosforinpoisto.

Tämä julkaisu sisältää perustietoja yhdyskuntien typpikuormituksesta ja vertaa niitä muihin ihmisperäisiin typpilähteisiin. Julkaisussa perehdytään myös typpipitoisuuksien alueellisiin ja ajallisiin vaihteluihin, selvitetään rehevöitymistä sääteleviä minimiravinteita, arvioidaan typen pidättymistä sisävesiin, esitetään tehostetun typenpoiston potentiaalliset kustannukset sekä valotetaan yhdyskuntajätevesikuormituksen erilaisten vähennysvaihtoehtojen potentiaalinen vaikutus Suomea ympäröivän Itämeren tilaan.



S Y K E

Myynti: Edita Publishing Oy
PL 780, 00043 EDITA
Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380
asiakaspalvelu.publishing@edita.fi
www.edita.fi/netmarket

ISBN 978-952-11-3280-3 (nid.)

ISBN 978-952-11-3281-0 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkkoj.)